Environment Canada Environnement Canada
2035108C VOL ISS 5
EXC # 001

<REPORT> WM

00FF

DESORPTION OF POLLUTANTS FROM SOLID WASTE/SEPTIC TANK PUMPINGS LYSIMETERS

WM-5

DESORPTION OF POLLUTANTS FROM SOLID WASTE/SEPTIC TANK PUMPINGS LYSIMETERS

by

S. Jackman, F.A. Koch and D.S. Mavinic
Environmental Engineering Group
Department of Civil Engineering
University of British Columbia

for the

Pacific and Yukon Region
and the
Waste Management Branch
Environmental Protection Service
Environment Canada.

Principal Investigators:	Donald S. Mavinic, Ph. D., P. Eng. Robert D. Cameron, Ph. D., P. Eng.
Research Associates:	Frederich A. Koch, M.A. Sc. Daniel H. Phelps, Ph. D.
Research Technicians:	Susan Jackman, B.Sc. (Supervisor) Susan Liptak, Dipl. Tech. Paula D. Parkinson, B.Sc. Mary G. Mager, B.Sc. Elizabeth C. McDonald, B.Sc.

Disponible en français

s'adresser au:

Coordonnateur des publications
Direction générale du contrôle des incidences environnementales
Service de la protection de l'environnement
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 1C8

et demander:

La libération de polluants dans le percolat d'un mélange de résidus solides et de matières de fosse septique

ABSTRACT

This report is the continuation of a previous study in which it was shown that the addition of septic tank pumpings to municipal refuse reduced peak concentrations and total mass of most pollutants (especially heavy metals) in leachate.

The same lysimeters were studied for an additional 19 months to determine if the "tie-up" of metals was "permanent or transitory in nature".

RÉSUMÉ

Le présent rapport fait suite à une étude antérieure qui a permis de déterminer que l'addition de matières de fosses septiques aux résidus solides urbains entraînait la réduction des concentrations maximales et de la masse totale de la plupart des polluants (particulièrement des métaux lourds) dans le percolat de lysimètres de laboratoire.

Les mêmes lysimètres ont été utilisés pendant une période supplémentaire de 19 mois en vue de déterminer si la rétention des métaux était de "nature permanente ou transitoire".

TABLE OF CONTENTS

		Page
ABSTRACT		i
RÉSUMÉ		ii
LIST OF FIGURES		iv
LIST OF TABLES		vi
CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS		vii
1	INTRODUCTION	1
2	EXPERIMENTAL DESIGN	3
3	RESULTS AND DISCUSSION	8
3.1	Effect of ST Additions	8
3.2	Effect of Increased Rainfall	18
3.3	Effect of Increased Refuse Depth	20
3.4	Gas Production	33
REFERENCES		42

LIST OF FIGURES

Figure		Page
1	LYSIMETER SCHEMATIC	4
2	BOD_5 CONCENTRATION VERSUS TIME - ST ADDITIONS	9
3	LEAD CONCENTRATION VERSUS TIME - ST ADDITIONS	10
4	TOTAL PHOSPHORUS MASS VERSUS TIME - ST ADDITIONS	12
5	TOTAL NITROGEN MASS VERSUS TIME - ST ADDITIONS	13
6	LEAD MASS VERSUS TIME - ST ADDITIONS	14
7	IRON CONCENTRATIONS VERSUS TIME - ST ADDITIONS	15
8	ZINC CONCENTRATIONS VERSUS TIME - ST ADDITIONS	16
9	pH (pH UNITS) VERSUS TIME - ST ADDITIONS	19
10	BOD_5 CONCENTRATION VERSUS TIME - INCREASED RAINFALL	21
11	IRON CONCENTRATION VERSUS TIME - INCREASED RAINFALL	22
12	pH (pH UNITS) VERSUS TIME - INCREASED RAINFALL	23
13	NICKEL CONCENTRATION VERSUS TIME - INCREASED REFUSE DEPTH	24
14	ZINC CONCENTRATION VERSUS TIME - INCREASED REFUSE DEPTH	26
15	ZINC MASS/DRY REFUSE VERSUS TIME - INCREASED REFUSE DEPTH	27
16	BOD_5 CONCENTRATION VERSUS TIME - INCREASED REFUSE DEPTH	28
17	TOTAL PHOSPHORUS CONCENTRATION VERSUS TIME - INCREASED REFUSE DEPTH	29
18	TOTAL PHOSPHORUS MASS DRY REFUSE VERSUS TIME - INCREASED REFUSE DEPTH	30
19	pH (pH UNITS) VERSUS TIME - INCREASED REFUSE DEPTH	32

Figure		Page
20	GAS FLOW RATE (mL/DAY) VERSUS TIME (DAYS)	34
21	CUMULATIVE GAS (LITRES) VERSUS TIME (DAYS)	35
22	GAS COMPOSITION VERSUS TIME (DAYS) - % O_2	38
23	GAS COMPOSITION VERSUS TIME (DAYS) - % N_2	39
24	GAS COMPOSITION VERSUS TIME (DAYS) - % CH_4	40
25	GAS COMPOSITION VERSUS TIME (DAYS) - % CO_2	41

LIST OF TABLES

Table		Page
1	COMPOSITION OF MUNICIPAL REFUSE	5
2	COMPOSITION OF SEPTIC TANK PUMPINGS	6
3	LYSIMETER OPERATING VARIABLES	7
4	ANALYTICAL TESTS PERFORMED	7
5	LIST OF SECTIONS	7
6	VOLATILE ACID DATA	17
7	GAS PRODUCTION DATA	36
8	METHANE PRODUCTION DATA	37

CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS

Previous investigatory work concluded that the addition of septic tank pumpings to municipal refuse reduced the discharge of pollutants, (particularly the heavy metals) in the leachate (Cameron et al., 1978). This phenomenon was likely attributable to enhanced biological activity, due to the addition of organics. This investigation has considered the desorption of these pollutants by continuing to monitor the quality of leachate coming from the same lysimeters. During the term of this investigation, which generated some 19 months of additional leachate data, no significant desorption of metals was observed.

This is not to say, however, that the tie-up of metals is permanent, for the term of this study was far short of what can be expected in the active life of a landfill. It is important to note that slight changes in leachate quality and the nature of biological activity within the lysimeters were seen to be taking place at the termination of the desorption studies. Gas production in one of the depth series lysimeters (No. 1) dropped off and, although some recovery was indicated it did not get up to previous flowrates. Volatile acids and pH data indicated that similar changes might be taking place in some of the other lysimeters (No. 5, No. 6 and No. 9). This could not be confirmed, however, as these units had not been fitted with gas meters. These observations suggest that these lysimeters may be in an advanced stage of bio-stabilization with resultant substrate limiting conditions.

The previous observations could be early signs that a changeover in the biological regime within the lysimeters is taking place. This might have important implications regarding the ultimate release of bound pollutants, particularly if the metals are bound up in organic-metallic complexes. If the biomass enters into endogenous respiration, the ensuing cell lysis may result in the release of bound metals. Unfortunately, little data were collected during these investigations which were of use in helping to define the particular form of metal tie-up.

Gas production and volatile acids data, where and when available, tended to confirm suspicions that biological activity was on the wane. From available empirical data on gas production from anaerobic digestion of municipal refuse, it is clear that the lysimeter contents have not yet been completely stabilized. Estimates are that only 24 to 56 percent of empirical maxima have been produced. If one were to consider theoretical gas production limits, only three to nine percent have been realized. It is unlikely that

this absolute maximum will ever be achieved. As for realizing the empirically predicted values, this would take an estimated two to three more years of continued lysimeter operation.

The end of the waste stabilization period would represent an interesting point in time, as far as pollutant desorption is concerned. At this time there would surely be degradation of the lysimeter biomass, resulting in the release of organically bound metals. If this did occur, it would be counteracted to some extent by upward changes in pH. The charges would tend to decrease solubilities, thereby aiding in the formation of metal precipitates. In the absence of specific data to characterize and describe these interrelated long-term effects, it is not possible to contribute substantive knowledge regarding the exact nature or consequence of potential future desorption.

To summarize and reiterate the general findings of this research, no appreciable desorption of pollutants was seen to take place during the term of this investigation. However, based on the rather limited term of the experimentation, it would be premature to conclude that sorbed materials are permanently bound. More detailed, specific, long-term investigatory work is needed to provide definitive answers to questions regarding the ultimate fate of these materials. As well, it is imperative that a better understanding be gained, through more basic research, of the exact nature of metal tie-up (i.e., is it predominantly organic or inorganic, or is it a combination of both and in what proportion?).

As for the specific findings of this research, there is little to report that is different from what was evident in the earlier stages of work with this particular set of lysimeters. Most leachate quality parameters were seen to diminish in strength, in line with trends established in the previous study. Notable exceptions were iron, zinc and phosphorus, particularly in the depth series tanks (numbers 1, 2 and 3). With iron and zinc, no desorption was evident, although residual levels remained high. This was taken as an indication of the importance of tank depth in pollutant attenuation. The deep tanks exhibited the highest residual concentrations, in spite of showing the most significant peak concentration attenuation.

The increase in phosphorus concentration in the deep tank was clearly evidence of a changing attenuation mechanism. In the absence of bio-activity measurements and gas data for the deeper tanks (numbers 2 and 3), this phenomenon cannot be fully explained. One can only speculate as to the reasons behind the observed releases. It is clear that whatever the cause may be, the release rate of phosphorus increased

markedly in the last period of the study in Tank 3. The same pattern is evident although less dramatic in the leachate for Tank 2.

Based on the results of this investigation, it is recommended that:

1. Further studies be conducted to investigate the permanence of metal tie-up; in particular, to determine the ultimate fate of bound metals after municipal refuse/septic tank pump admixtures have been completely stabilized. One means of accomplishing this would be to reactivate existing desorption lysimeters after a five to six month dry spell. A continuation of the monitoring program would also help to resolve some of the uncertainties that presently exist with the results of this research. These are due mainly to changes that were taking place within several lysimeters shortly before the present desorption studies were terminated. It is conceivable that these apparent changes area forewarning that future conditions may not, in fact, be the same as were observed previously. If this is the case, further monitoring would be warranted and should be conducted prior to implementation of the study's findings. Continued monitoring need not be as extensive as the previous programs' and, therefore, would be carried out at a considerably lower cost.
2. Additional studies be initiated to establish the exact nature of metal tie-up in solid waste/septic tank pumpings landfill situations. Most importantly, it is essential that some understanding be gained regarding the significance of biological uptake of trace metals and the importance of organic complexation in metal tie-up. These studies should also attempt to define, through experimentation and literature review, the state-of-the-art knowledge concerning the various metal forms which might be present, their relative abundance and the degree to which they are permanently or semi-permanently bound.
3. The production and recovery of methane gas be more fully explored to determine optimum sewage sludge seed additions and other landfill operating parameters for the purpose of energy recovery. This would provide information with which to determine the feasibility of utilizing sewage sludge/municipal refuse landfills as an alternate source of energy.
4. Consideration be given in future lysimeter research projects to the incorporation of routine bio-activity indicator testing, using parameters such as oxidation-reduction potential and volatile acids determinations. This would initiate a better understanding of the nature of biological activity within the lysimeters and help to explain

findings which are often related and dependent on the level and type of biological activity present. In general terms, if an improved understanding of the bio-chemical micro-environment within a landfill column is achieved, it is conceivable that an extrapolation of results would lead to an improved understanding of events on the macro-scale.

This is particularly true and of the utmost importance if the development and use of a mathematical model is to be considered. To this end, serious consideration should be given to the development of a series of guidelines to govern the design, operation and monitoring aspects of landfill lysimeter studies, so that the experimental results obtained be of use in the long-term (as baseline information for simulation model development and verification).

1 INTRODUCTION

An earlier study conducted at the University of British Columbia, using laboratory scale lysimeters, demonstrated that the addition of septic tank pumpings to municipal refuse could be beneficial insofar as it reduced both the peak concentrations and the total mass of most leachate pollutants (Cameron et al., 1978a). This was particularly true for the heavy metals; cadmium, chromium, iron, lead, nickel and zinc. While optimum septic tank additions were not defined by the investigation, a general trend to ward higher reductions at high loading rates, became evident. Lower loading rates were seen in several instances to have a detrimental effect. The minimum ratio of septic tank additions to refuse quantities required to achieve a beneficial effect was found to be from 12 600 to 16 000 mg of septic tank solids per kilogram of dry refuse. The effect was much less pronounced as rainfall rates were increased from 381 to 1143 mm per year.

Although the mechanisms inherent in the observed tie-up of metals were not definitely established, it was postulated that this phenomenon was due largely to increased biological activity. Metals appeared to be tied up in organic complexes within the aerobic/anaerobic biomass and also in insoluble volatile acid and other metal salts.

The obvious benefits of reduced contaminant discharges at high septic tank pumping loading rates, combined with increased gas production and a greater initial percentage of methane gas, made this technique look promising from both an environmental and an energy recovery point of view. However, it was considered necessary to determine whether or not the tie-up of metals was permanent or simply transitory in nature. The terms of reference of this investigation were, simply stated, "to continue to apply water to the lysimeters used in the previous study and to analyze gas and leachates on a monthly continuing basis".

A contract amendment was received on August 2, 1978, requesting that an assessment of leachate toxicity to fish (*Salmo gairdneri*) and daphnids (*D. pulex*) be made. The work, included regression analyses performed on toxicity versus effluent concentration data, as well as a comparative analysis of the results of three types of toxicity testing, standard static fish bioassay, residual oxygen bioassay and daphnid bioassay. It was completed by August 31, 1978, and the report (Cameron et al., 1978b) is available through written request from the Waste Management Branch of the Environmental Protection Service.

To completely fulfill amended contract requirements, a second series of comparative bioassays were run during March 1979, upon termination of the desorption studies. These test results are also available from the Waste Management Branch through written request.

2 EXPERIMENTAL DESIGN

Since this experiment was essentially a continuation of a previous study, details on lysimeter design and operation are already documented and will only be summarized here. Figure 1 shows a schematic of laboratory scale lysimeters complete with wet gas metering (Alexander Wright Model M809LT) and a leachate sample collection technique. Municipal solid waste composition and septic tank pumping analyses are described in Tables 1 and 2, respectively. Lysimeter operating variables remained unchanged from the earlier investigation (Table 3) as did analyses performed on leachate samples (see Table 4). Leachate samples were collected daily, combined and stored at 2 °C, prior to a regular monthly analysis.

The analytical procedures used were as described in the EPS report "Toxicity of Landfill Leachates", (Cameron et al., 1978b) with the exception of total nitrogen and phosphorus. These were digested by the Kjeldahl method and analyzed on an auto-analyzer. Metal analyses were carried out on a Jarrell Ash Model 8/0 double beam atomic absorption spectrophotometer. When necessary, samples were concentrated up to 10 times by evaporation. Gas analysis was done using a Fisher Hamilton Model 29 gas partitioner.

The duration of the desorption studies was some 19 months after termination of the original contract, resulting in a total data record of approximately 1064 days for the refuse/septic tank pumpings lysimeters. These data are available in graphic form, in their entirety through written request, from the Waste Management Branch of the Environmental Protection Service. The information is divided into 4 sections as described in Table 5.

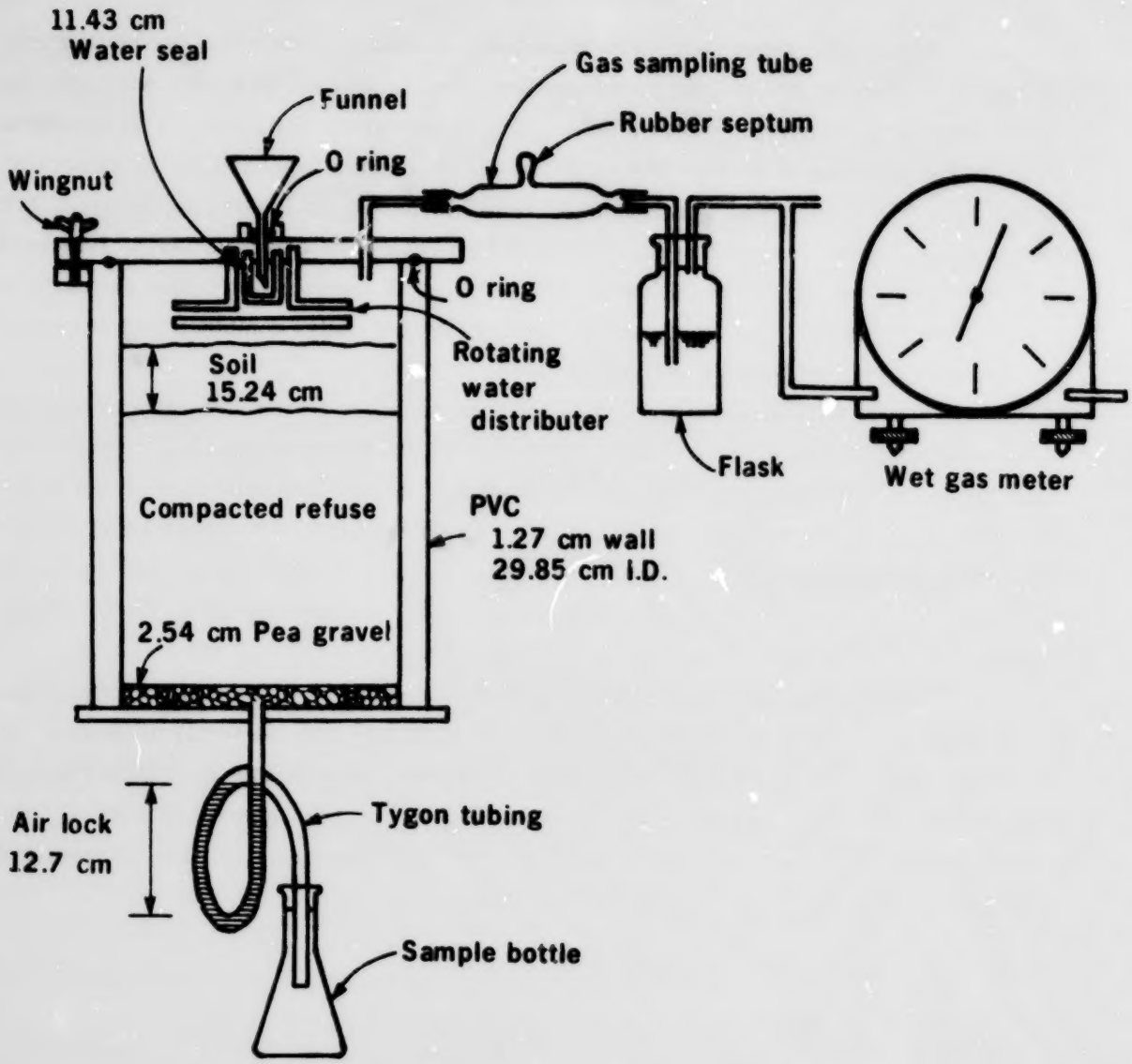

FIGURE 1 LYSIMETER SCHEMATIC

TABLE 1 COMPOSITION OF MUNICIPAL REFUSE LYSIMETER CONTENTS - 0.38 m (15") DEEP

Component	Mass kg	(lb)	% of Total	% of Moisture
Cardboard	0.87	(1.92)	5.55	5.64
Computer paper	0.96	(2.11)	6.12	4.52
Newspaper	1.91	(4.22)	12.18	6.56
Books and Magazines	1.37	(3.03)	8.73	4.65
Other "Household" Paper*	2.40	(5.30)	15.31	21.56
Textiles	0.56	(1.23)	3.57	3.93
Wood	0.74	(1.63)	4.72	11.28
Glass	1.10	(2.42)	7.02	1.0 +
Metal	1.35	(2.98)	8.61	2.0 +
Garden Trash	1.55	(3.42)	9.89	69.23
Food Waste	1.86	(4.11)	11.87	59.82
Dirt and Rocks	0.22	(0.48)	1.40	14.13
Plastic, Rubber and Leather	0.66	(1.45)	4.21	5.0 +
Tires	0.13	(0.28)	0.83	2.4
Total	15.68	(34.58)	100.00	Weighted Average = 20.40%

* stationary, absorbent paper, paper dishes, coated paper and brown paper

\+ estimated % moisture

TABLE 2 COMPOSITION OF SEPTIC TANK PUMPINGS

Component	Concentration	
	mg/L	mg/kg of dry solids
BOD_5	8 300	277 100
COD^5	10 700	355 300
Total carbon	2 200	72 700
TOC	2 100	69 400
TIC	100	3 330
Total residue	30 000	
Volatile residue	24 000	
Acid neutr. cap. (pH 4.2)	23.2 meq/L	
Base neutr. cap. (pH 8.3)	7.3 meq/L	
True colour	350 (APHA)	
Volatile acids	280	9 200
Specific conductance	1 205 (µS/cm)	
pH	6.6	
Al	190	6 370
B	0.89	30
Ba	4.0	133
Ca	750	25 000
Cd	0.15	5.0
Cl	31.7	1 060
Cr	0.66	22
Cu	23.8	794
F	<0.05	<1.7
Fe	200	6 740
K	27	900
Mg	65	2 170
Mn	2.82	94.0
Total N (as N)	1 410	47 100
NO_3-N (as N)	<0.2	<6.7
NH_3-N (as N)	130	4 200
Na^3	41	1 370
Ni	0.60	20
Total P (as P)	290	9 700
Pb	12.4	413
Se	0.54	18
Si	70	2 370
SO_4	8.8	293
Zn^4	22	730
Tannin-like compounds	140	4 500
Total ccliforms (MPN/100 mL) 4.6×10^7		
Fecal coliforms (MPN/100 mL) 2.4×10^6		

TABLE 3 LYSIMETER OPERATING VARIABLES

Refuse Depth (m)	Septic Tank (ST) Additions - mg solids/kg dry refuse (% by weight)					
	0 (0%)	5380 (0.54%)	8955 (0.90%)	12 560 (1.26%)	16 135 (1.61%)	19 710 (1.97%)
0.38	Tank 0	Tanks 1,8*	Tank 4	Tank 5	Tanks 6,9*	Tank 7
0.76		Tank 2				
1.14		Tank 3				

All lysimeters receive the equivalent of 381 mm Annual Net Infiltration except those marked with * which receive 1143 mm.

TABLE 4 ANALYTICAL TESTS PERFORMED

pH	Total nitrogen	Calcium
Specific conductance	Total phosphorus	Magnesium
Chloride	Base neutralization capacity	Cadmium
Iron	Acid neutralization capacity	Chromium
BOD_5	Total residue	Lead
COD	Volatile residue	Nickel
TOC	Colour	Zinc
	Tannin-like compounds	Gases (CH_4, CO_2, N_2, O_2)

TABLE 5 LIST OF SECTIONS

Section	Lysimeter Number	Data Comparison
1	0,1,4,5,6,7	Increased ST at 381 mm rainfall
2	1,6,8,9	Increased rain at 5380 ST (1&8) Increased rain at 16 135 ST (6&9)
3	1,2,3	Increased refuse depth
4	1,7,8	Gas production

3 RESULTS AND DISCUSSION

Since the main purpose of this study was to investigate the possibilities of pollutant desorption, using lysimeters which had been operated previously for a continuous period of 480 days, only the latter portions of the data record will be considered in this report. A complete discussion of the results of the previous investigation is found in Cameron et al. 1978a.

For the purpose of this discussion, collected data have been grouped as follows:

(i) the effects of septic tank (ST) pumpings additions (lysimeters 0,1,4,5,6,7);
(ii) the effects of increased rainfall (lysimeters 1,8,6,9);
(iii) the effects of increased refuse depth (lysimeters 1,2,3); and
(iv) gas production (lysimeters 1,7 and 8).

The presentation of the results, and the related discussion, are combined for each data group. Because of the rather voluminous nature of data collected during these investigations, only those data illustrative of representative trends and/or specific points will be included in the main body of this report.

3.1 Effect of ST Additions

This series of experiments demonstrated that no appreciable desorption occurred for any pollutants from any of the lysimeters. This was true for both metal and organic contaminants. Leachate quality did not deteriorate in any way since the termination of the previous studies. This indicates that contaminants retained within the refuse remained there and were not desorbed. This general finding must be qualified, however, by recognizing the rather limited time horizons of desorption studies (which only extended an additional 580 days). Another reason for viewing these results with caution is that biological activity in the lysimeters appeared to have been changing near the end of the study, which may be an early signal of a possible alteration in future leachate quality.

The quality of the leachate from all lysimeters showed consistent improvement since the time of the last report. The concentration of most pollutants continued to decrease significantly, as illustrated by the curve for BOD_5 concentration, which is typical of the common trend (see Figure 2). Some metals, such as lead even decreased to levels below detection limits (see Figure 3). Graphs of cumulative mass also add credence to the observation that no additional mass was being desorbed. In particular, note the

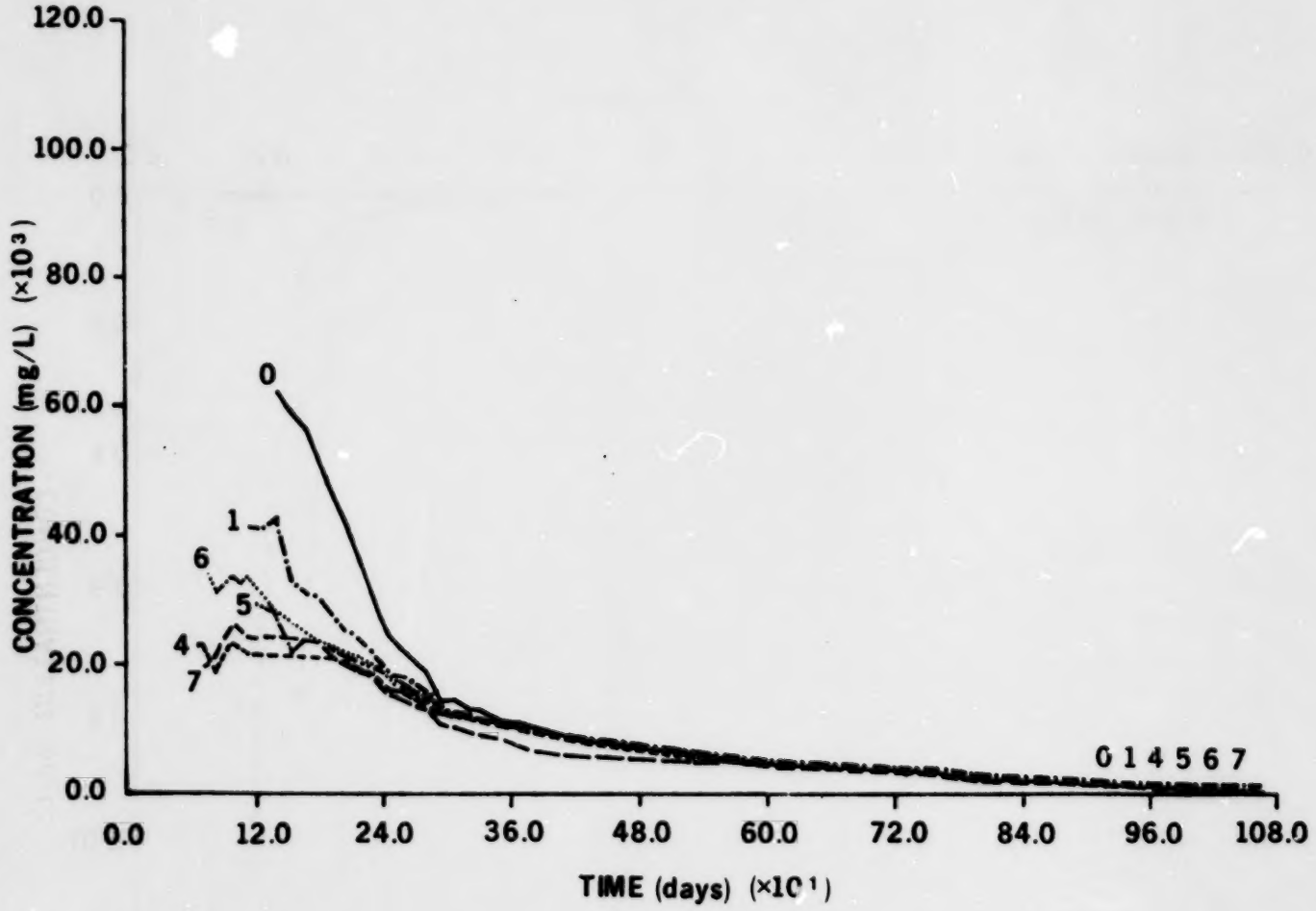

FIGURE 2 BOD_5 CONCENTRATION VERSUS TIME - ST ADDITIONS FOR TANKS 0,1,4,5,6,7

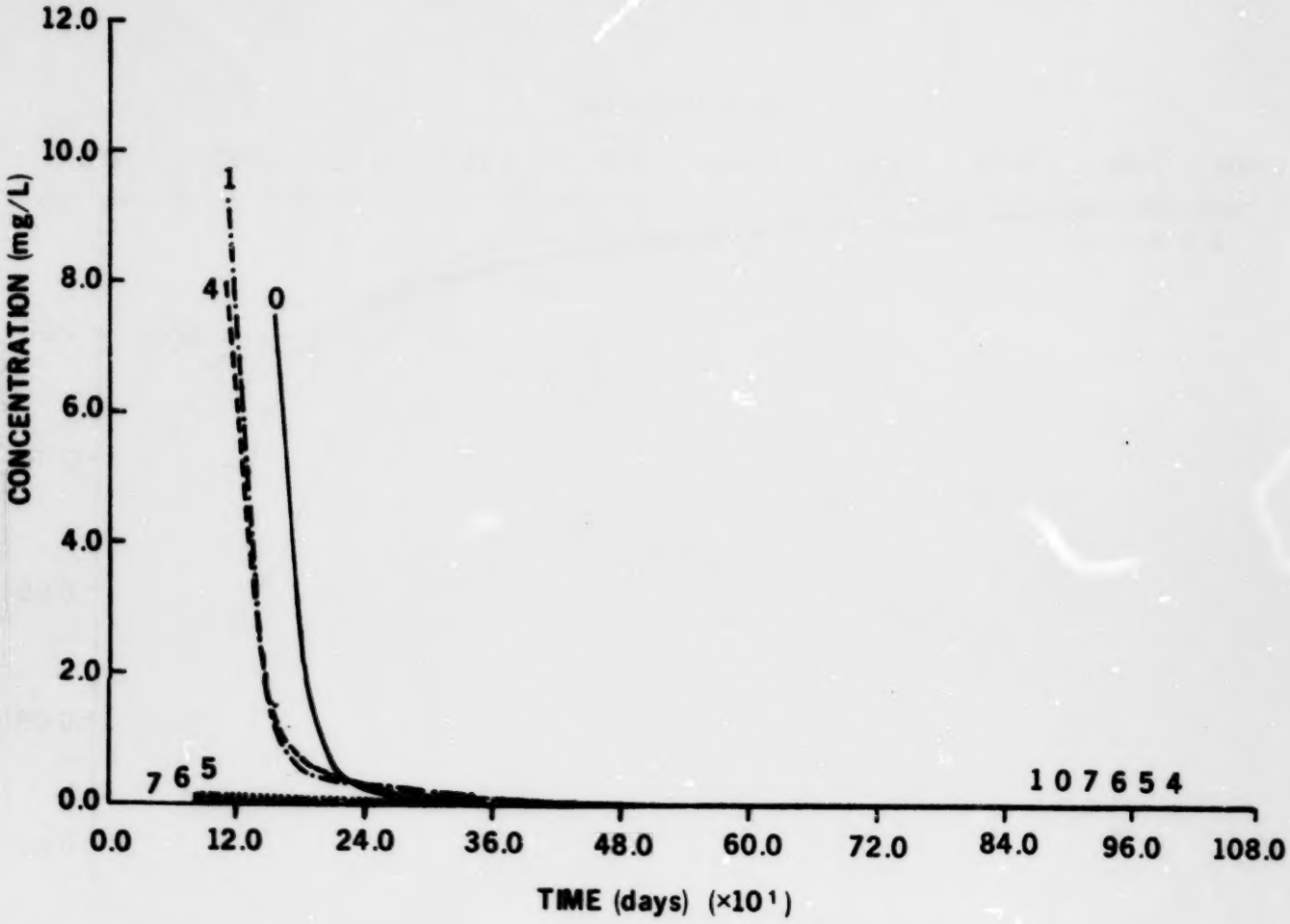

FIGURE 3 LEAD CONCENTRATION VERSUS TIME - ST ADDITIONS FOR TANKS 0,1,4,5,6,7

significant tie-up of phosphorus, nitrogen and lead as indicated by the continuing change in the slope of the mass curves (see Figures 4, 5 and 6). In nearly all cases, mass emissions of these elements were minimal and cumulative mass discharged reached a plateau at a level considerably lower than the original mass additions added in the septic tank pumpings alone. These values are shown by hash marks on the accumulated mass graphs.

Two exceptions to the general pattern were iron in the leachate from Tanks 0,1,4 and 5, and zinc in the leachate from Tank No. 5 (see Figures 7 and 8). These elements remained either roughly constant in terms of concentration, or, in the case of iron, in the leachate from Tank No. 4, exhibited periodic increases in concentration. These were the only two contaminants that remained at unusually high levels. A possible explanation for this example of continued leaching might be the saturation of available binding sites, and/or a saturation of the biological uptake for these two pollutants. In general, however, it can be concluded that compounds, initiatilly tied up in the lysimeter contents, remained either as inorganic compounds or organic complexes. In most cases, increased septic tank pumpings seemed to enhance this process.

The mechanisms by which contaminants are retained in the refuse, have not yet been clearly identified. There is evidence to suggest that tie-up is organic in nature. It is probably due either to the formation of organic complexes, perhaps with extracellular products resulting from bacteria action (eg. volatile acid salts), or to the direct intracellular bacterial incorporation of metals. In support of the latter, recent work by Hayes and Theis, (1978) investigating anaerobic digestion has shown that 30-60% of total metal accumulation in sludge is by direct intracellular incorporation of the metals into the cellular mass. In their studies, the formation of insoluble salts was not found to be an important metal removal mechanism.

The above has extremely important implications regarding the long-term nature of metal tie-up. For example, simple cell lysis, which would occur eventually due to the death of the bacterium, could result in the release of bound material. This could then result in considerable increases in metal concentrations in the leachate. Consider the difference in mass of lead released in the leachate of the high ST addition lysimeter (7), to that of the no ST Tank 0. This difference is approximately 0.014 g. Tank No. 7 received 0.128 g more lead than Tank 0 in the form of septic tank pumpings. In this example cell lysis could result in the release of a maximum of 0.14 of lead, equivalent to 200 times the amount released by this tank to date.

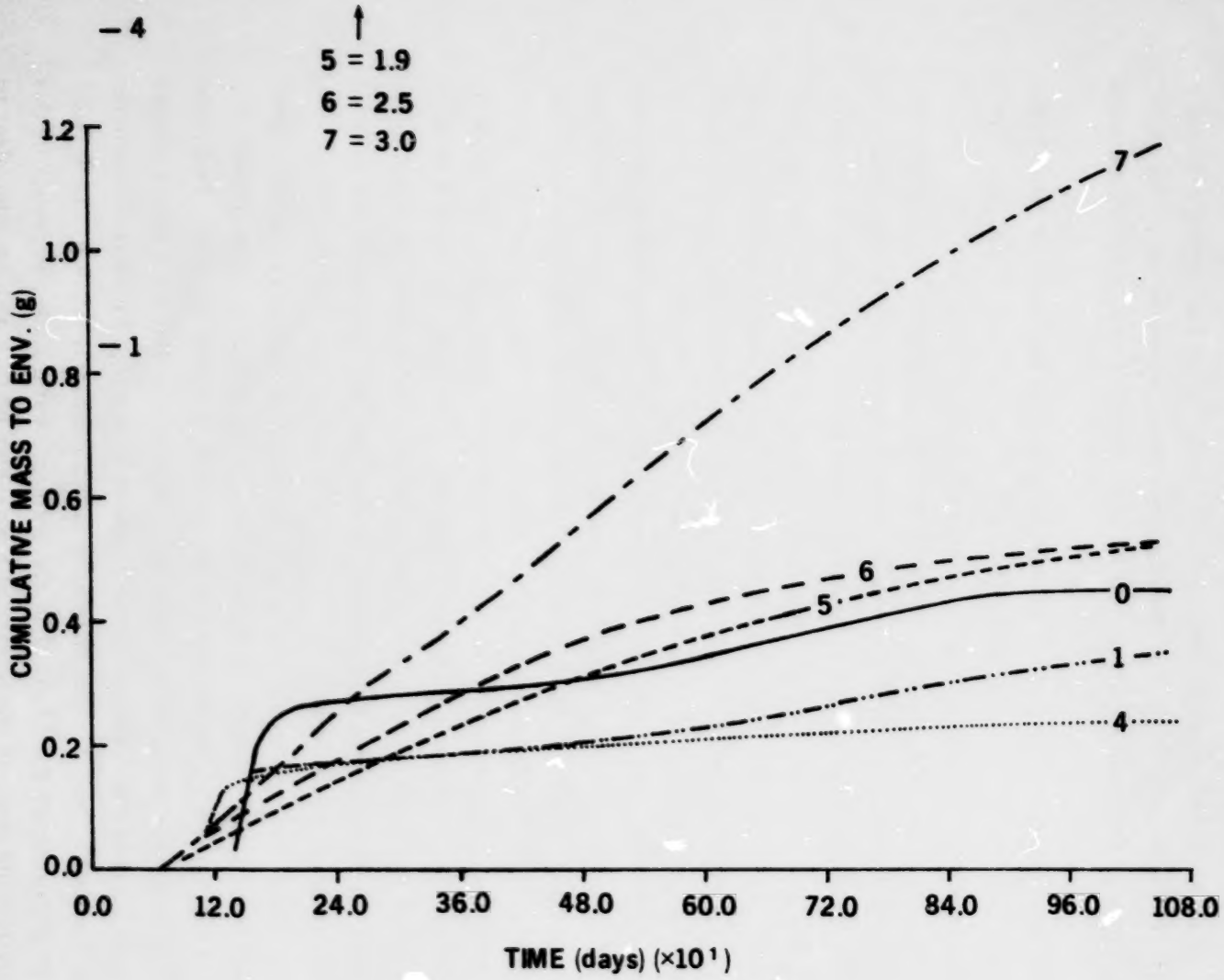

FIGURE 4 TOTAL PHOSPHORUS MASS VERSUS TIME - ST ADDITIONS FOR TANKS 0,1,4,5,6,7

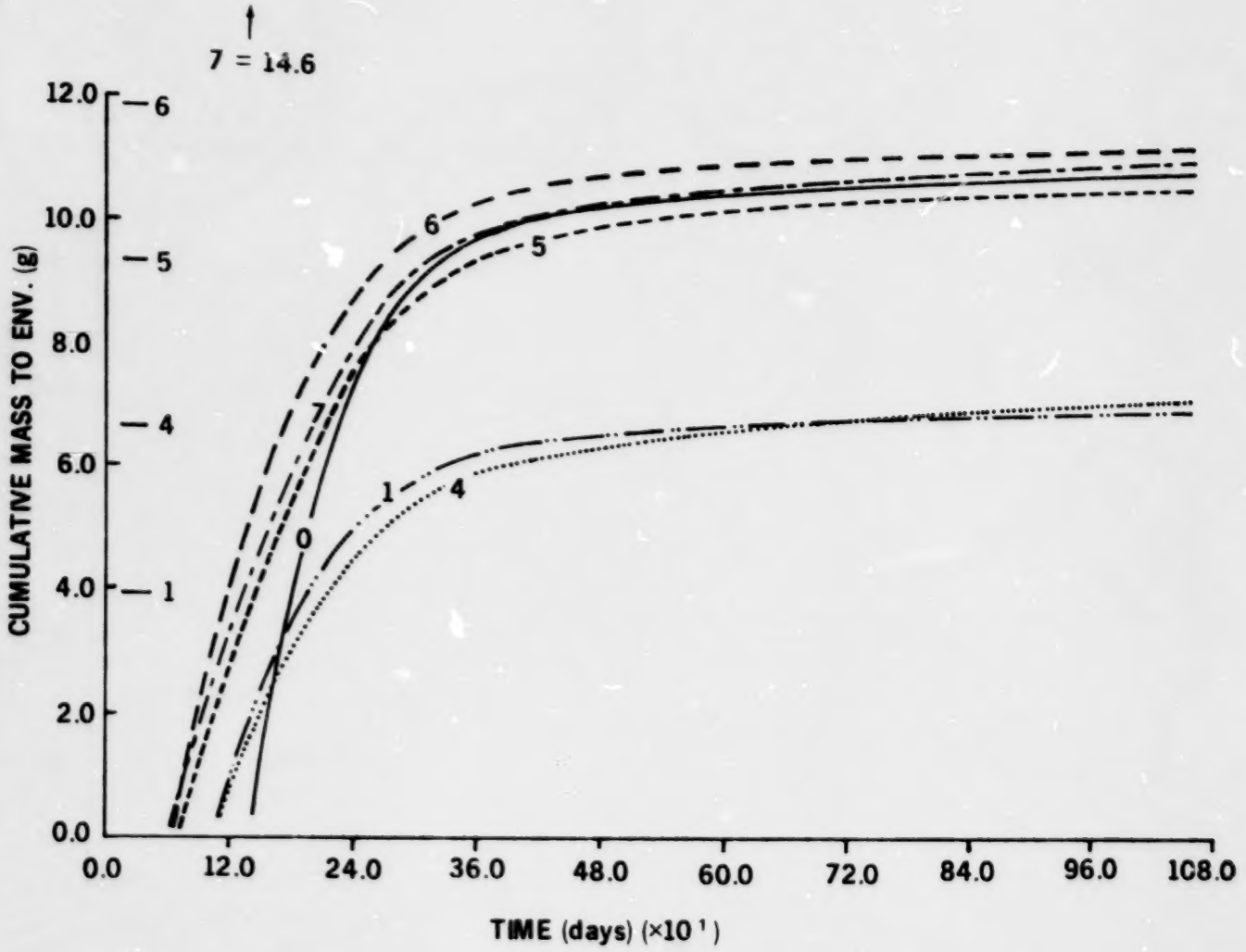

FIGURE 5 TOTAL NITROGEN MASS VERSUS TIME - ST ADDITIONS FOR TANKS 0,1,4,5,6,7

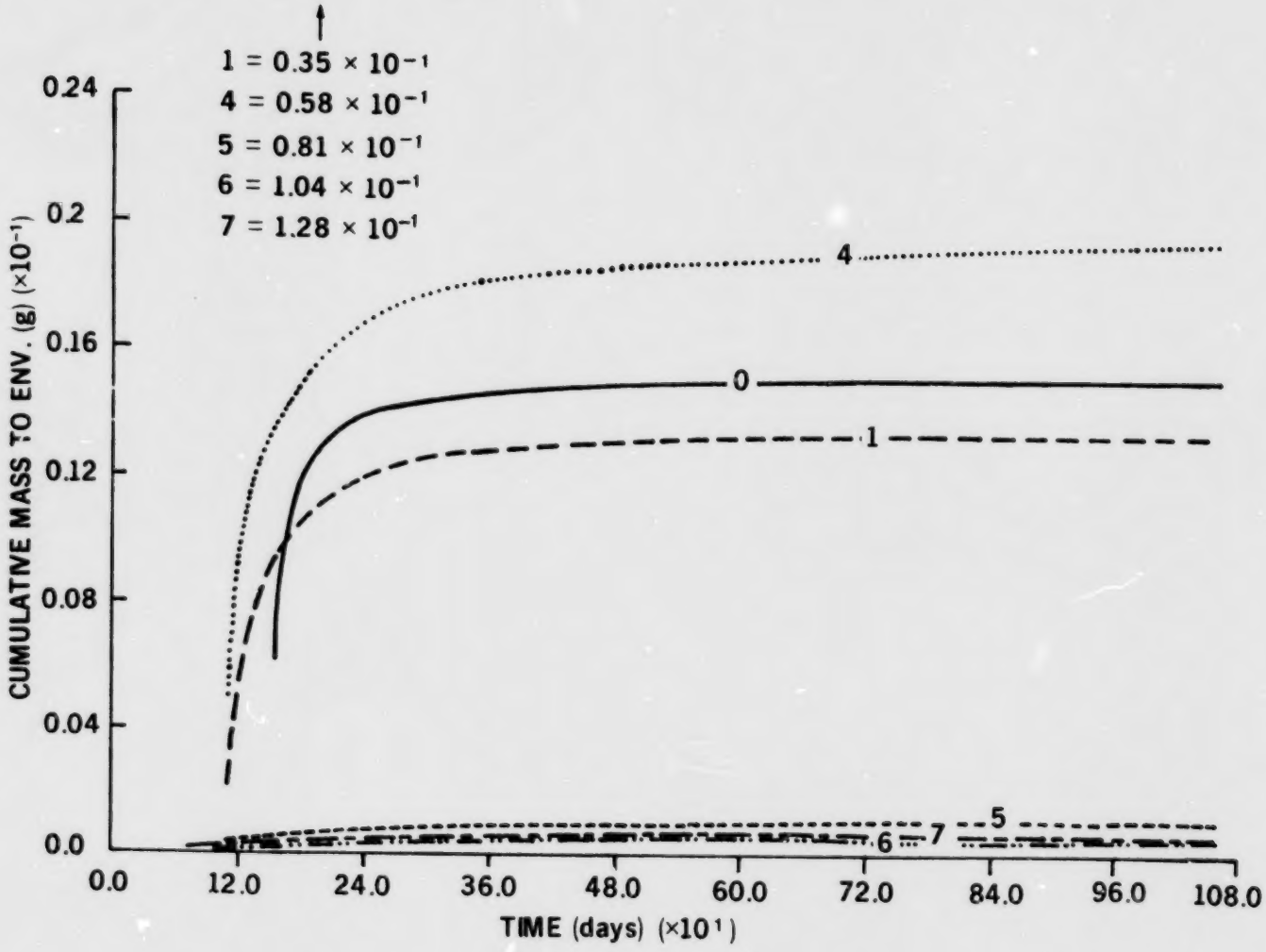

FIGURE 6 LEAD MASS VERSUS TIME - ST ADDITIONS FOR TANKS 0,1,4,5,6,7

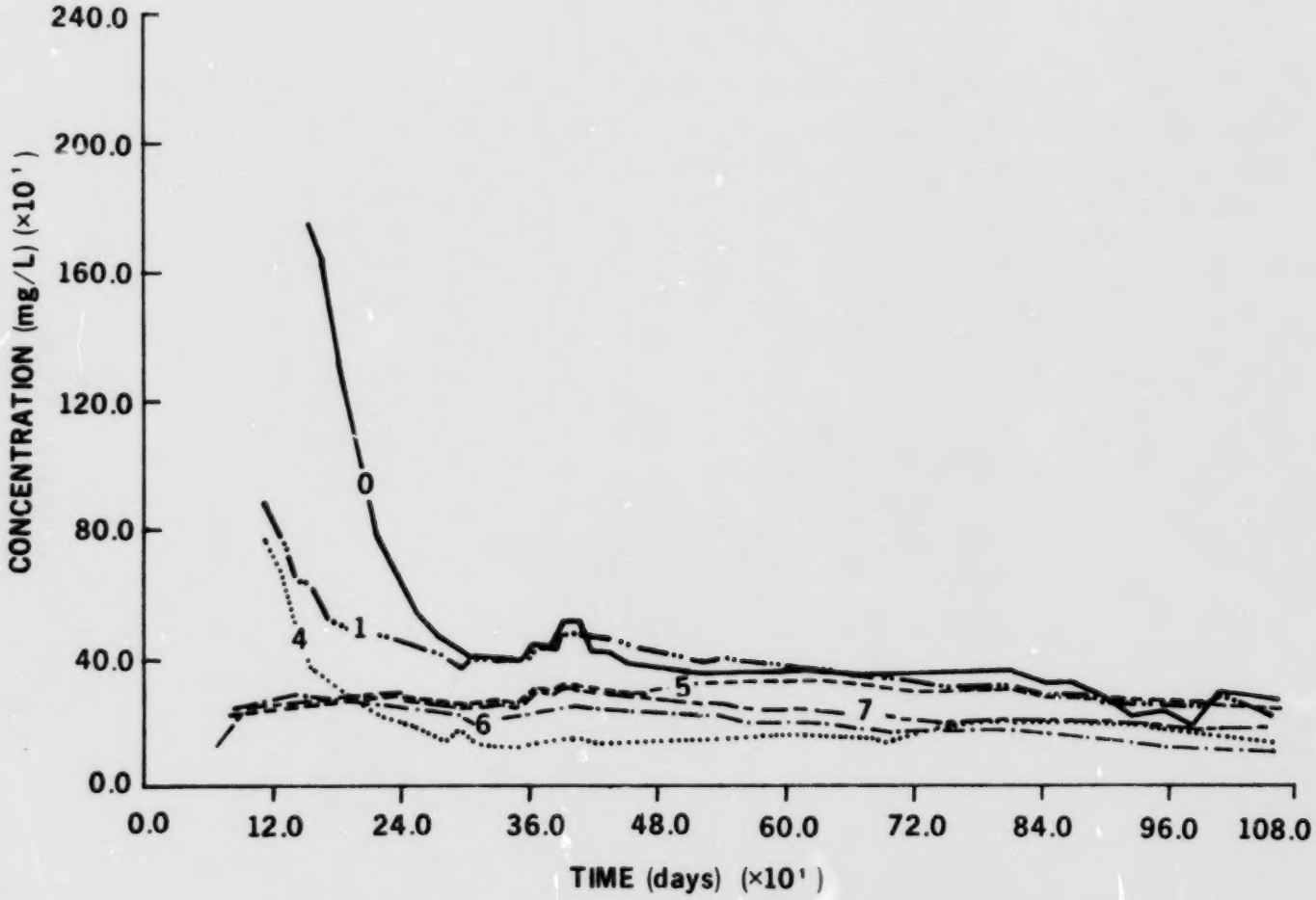

FIGURE 7 IRON CONCENTRATION VERSUS TIME - ST ADDITIONS FOR TANKS 0,1,4,5,6,7

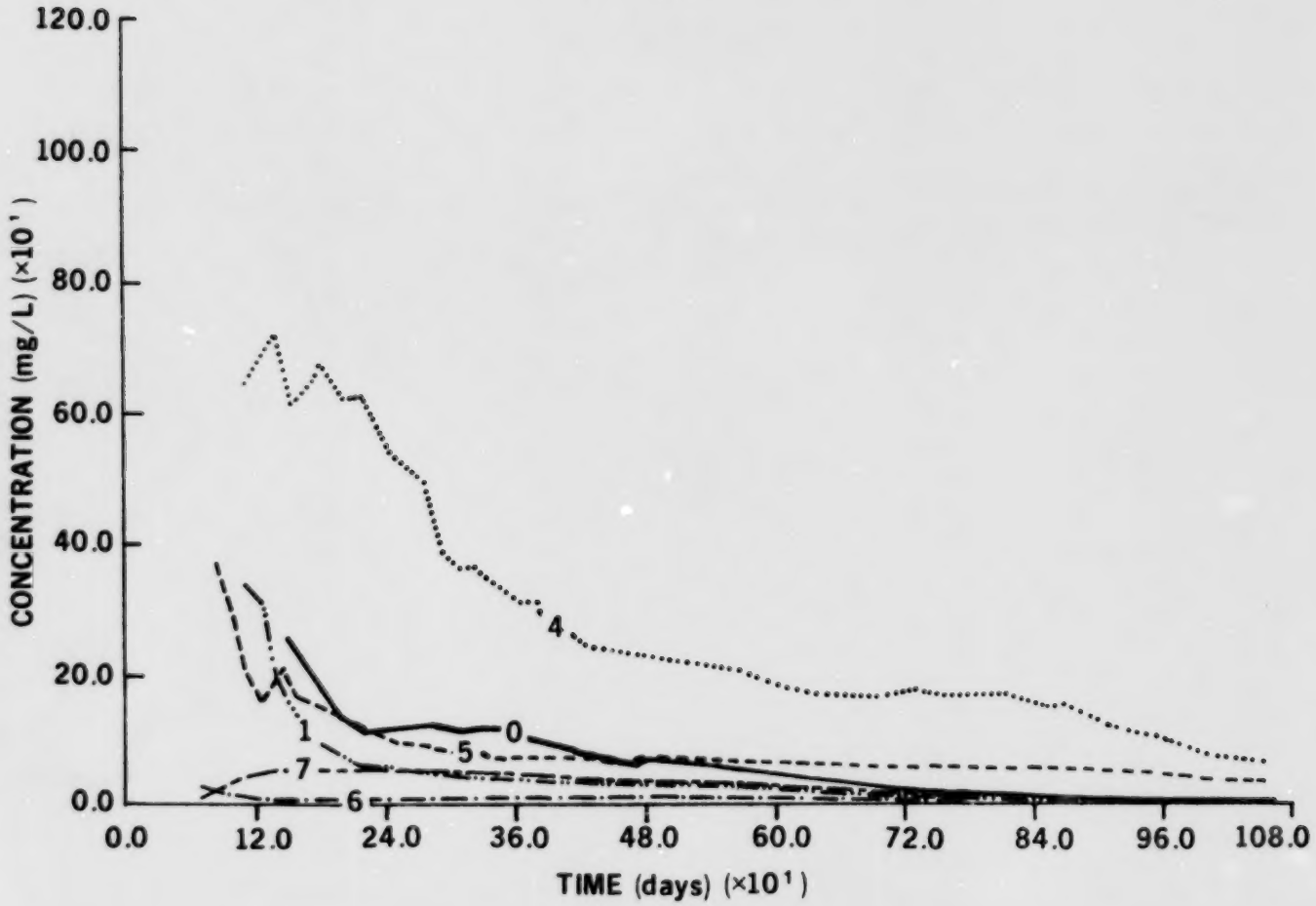

FIGURE 8 ZINC CONCENTRATION VERSUS TIME - ST ADDITIONS FOR TANKS 0,1,4,5,6,7

An apparent decrease in the level of biological activity was observed near the end of the project in Tanks 1, 6 and also Tank 9 as indicated by gas data and leachate pH.

Since biological activity may be responsible, either directly or indirectly, for the retention of pollutants within the lysimeters, any reduction in activity might have adverse effects on leachate quality. As such, this aspect deserves further consideration.

To help determine the nature of the biological activity within each of the tanks, volatile acid measurements were made about two months after completion of the desorption experiments (see Table 6). Results showed that several of the lysimeters in question had low levels of volatile acids, an indication of restricted activity on the part of the volatile acid formers.

TABLE 6 VOLATILE ACID DATA

Tank No.	Volatile Acid (mg/L as Acetic Acid)
0	600
1	<50
2	3000
3	6000
4	700
5	900
6	<50
7	900
8	500
9	<50

Detection Limit = 50 mg/L

In addition, gas flow measurements in Tank 1 showed a corresponding decrease in production around the same period, although the methane fraction did not show a paralleling decrease. Tank 7, with high ST additions, did not show a reduction in gas production. Unfortunately, no gas data was available for the other lysimeters in the ST pumpings additions series, so no comparison of these tanks can be made.

As sparse as the evidence presented is, it is preliminary evidence that indeed biological activity may have been beginning to show signs of dropping off in several of the lysimeters, perhaps as the biomass was becoming substrate limited. The duration of this study was insufficient to determine what the consequence of reduced biological activity would be. In fact, it was not completely clear at the end of the study whether or not there had been a significant decrease in the level of biological activity. In several lysimeters leachate pH was starting to increase near the end of the study. For example, leachate from the low to medium ST addition tanks (0,1,4) showed a considerable increase in pH, which began about 200 days before the study ended (see Figure 9). High ST addition tanks did not exhibit this change. This aspect of the investigation will be more fully explored in subsequent discussion of gas production data.

It has not been proven that metal concentration in the effluent will increase because of decrease biological activity. When biological activity wanes several other factors come into play. There are several reactions that may, in fact, counteract the release of metals by bacteria. One is the concurrent release of phosphorus and subsequent formation of insoluble metal phosphates and pyrophosphates. Another is an increased precipitation of metal complexes as a result of pH increases. It is not possible to gauge the effect of these reactions with the data presented here, because of the limited term of this experiment.

Albeit qualified, the overall conclusion to be drawn from this set of experimental results is that the pollutants, retained by the lysimeter contents, remained within the refuse and did not desorb into the leachate. In general, leachate quality continued to improve throughout the time period of the desorption studies, except in the case of iron and zinc. Due to the limited time horizons of the investigations, however, there are no assurances that this will continue indefinitely.

3.2 Effect of Increased Rainfall

The effect of increasing rainfall at two levels of ST additions was studied in lysimeters 1,8 and 6, 9. Tanks 1 and 8 were low ST lysimeters; Tanks 6 and 9 were high ST lysimeters and Tanks 8 and 9 had high rainfall rates (1143 mm compared to 381 mm). Again, the data gathered in this series of experiments indicated that no desorption of any pollutants occurred in any of the lysimeters and that leachate quality continued to improve. In summary, this verified the findings presented after the previous septic tank pumpings research (Cameron et al., 1978a). It confirmed that increasing rainfall was

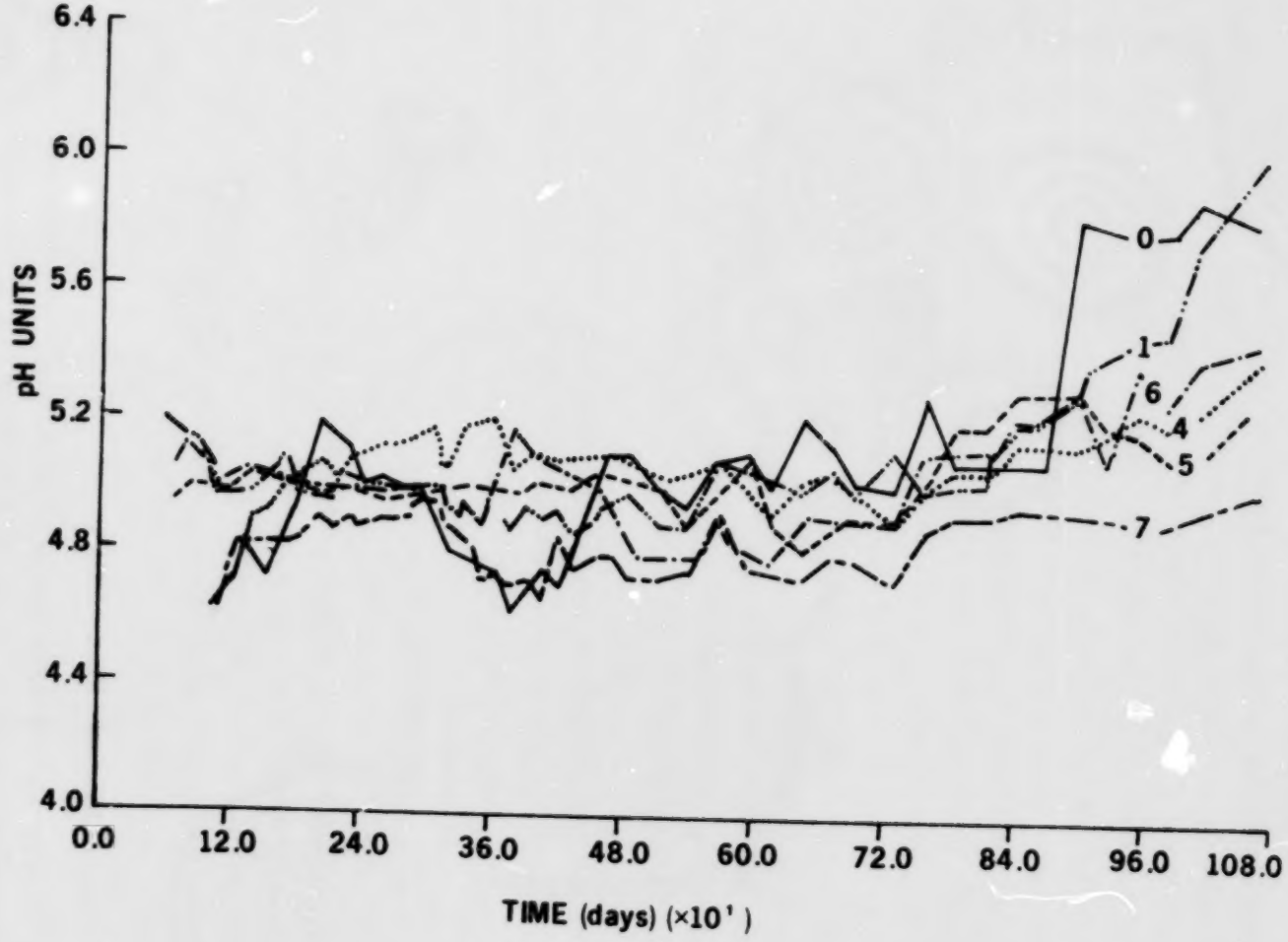

FIGURE 9 pH (pH UNITS) VERSUS TIME - ST ADDITIONS FOR TANKS 0,1,4,5,6,7

beneficial in terms of decreasing peak concentrations, but that the total pollutant mass discharged increased with increasing rainfall. Increased ST additions at high rainfall rates led to reduced peak concentrations and also reduced the total mass discharged; however, the ST addition effect was less dramatic than at low rainfall rates.

Concentrations of all contaminants decreased continuously in the leachate from the low rainfall, low ST additional lysimeter and both high ST addition lysimeters (Tanks 1,6 and 9). A typical example of this trend is given by the curve for BOD_5 concentration (see Figure 10). The leachate from Tank 8, the low ST, high rainfall tank, showed decreases in concentration for all contaminants except carbon, COD, BOD, phosphorus, iron and magnesium. These pollutants remained relatively constant in concentration throughout the study (see Figure 11 for a typical example). All lysimeters except number 8 showed a dramatic increase in leachate pH (see Figure 12). In contrast, leachate from Tank 8 continued its gradual decrease. These data are internally consistent in that the only tank which showed a surplus of elements (including some nutrients) in its leachate, also had no increase in pH and, presumably, no decrease in biological activity. This interpretation is supported by the volatile acid data and gas production data for Tanks 1 and 8.

During these studies the low pH of leachate from Tank 8, was not due to increased dissolved CO_2 content as was the case during earlier work (Cameron et al., 1978a). TIC levels in leachate from Tank 8 had declined to values comparable to those found in other tanks at this time. No explanation can be given, as to why Tank 8 activities were so different from the others, except to speculate that, perhaps, the initial composition of the tank contents was significantly different.

In summary of the overall performance of the increasing rainfall rate lysimeters, no desorption of any contaminants occurred and leachate quality continued to improve. As with the lysimeters discussed in the previous section, most showed signs that changes in biological activity were taking place, making it impossible to predict that leachate quality would continue to improve indefinitely.

3.3 Effect of Increased Refuse Depth

The effect on leachate quality of increasing refuse depth was studied using data from lysimeters 1, 2 and 3. Again, no gross desorption of any metals was evident. Leachate quality, with respect to metal content, continued to improve throughout the study. Nickel exemplified the typical decrease in metal concentration (see Figure 13).

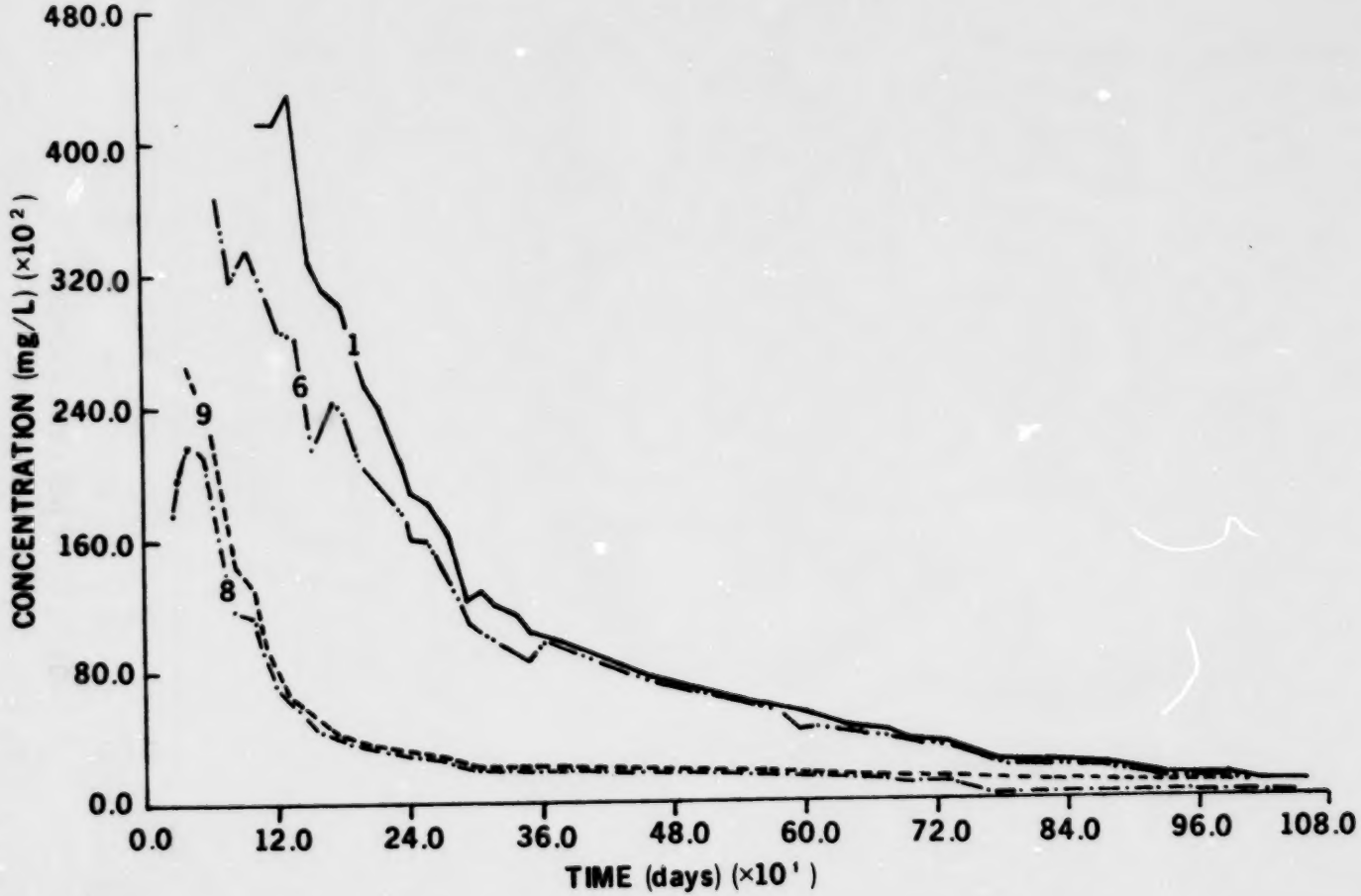

FIGURE 10 BOD_5 CONCENTRATION VERSUS TIME - INCREASED RAINFALL FOR TANKS 1,6,8,9

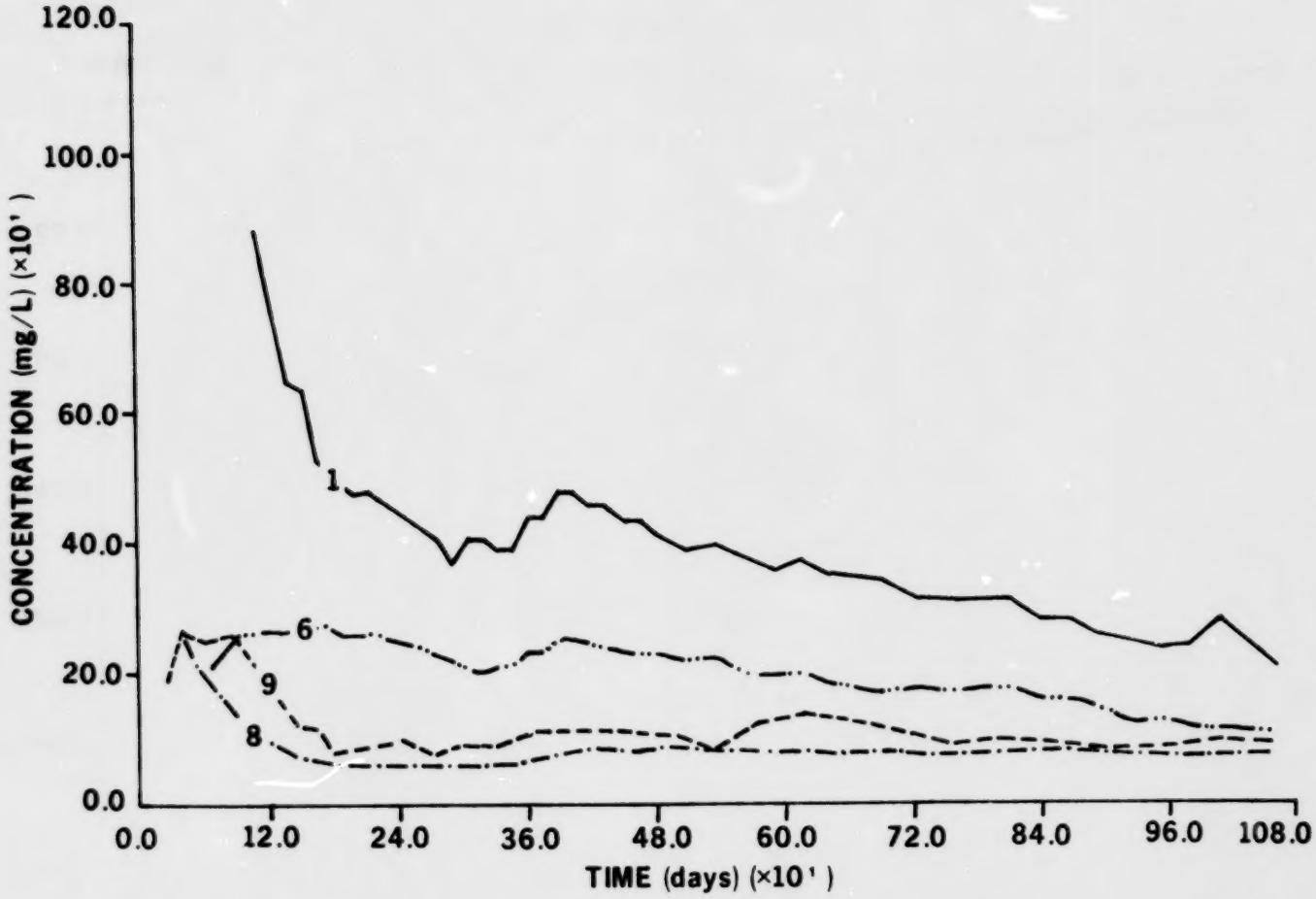

FIGURE 11 IRON CONCENTRATION VERSUS TIME - INCREASED RAINFALL FOR TANKS 1,6,8,9

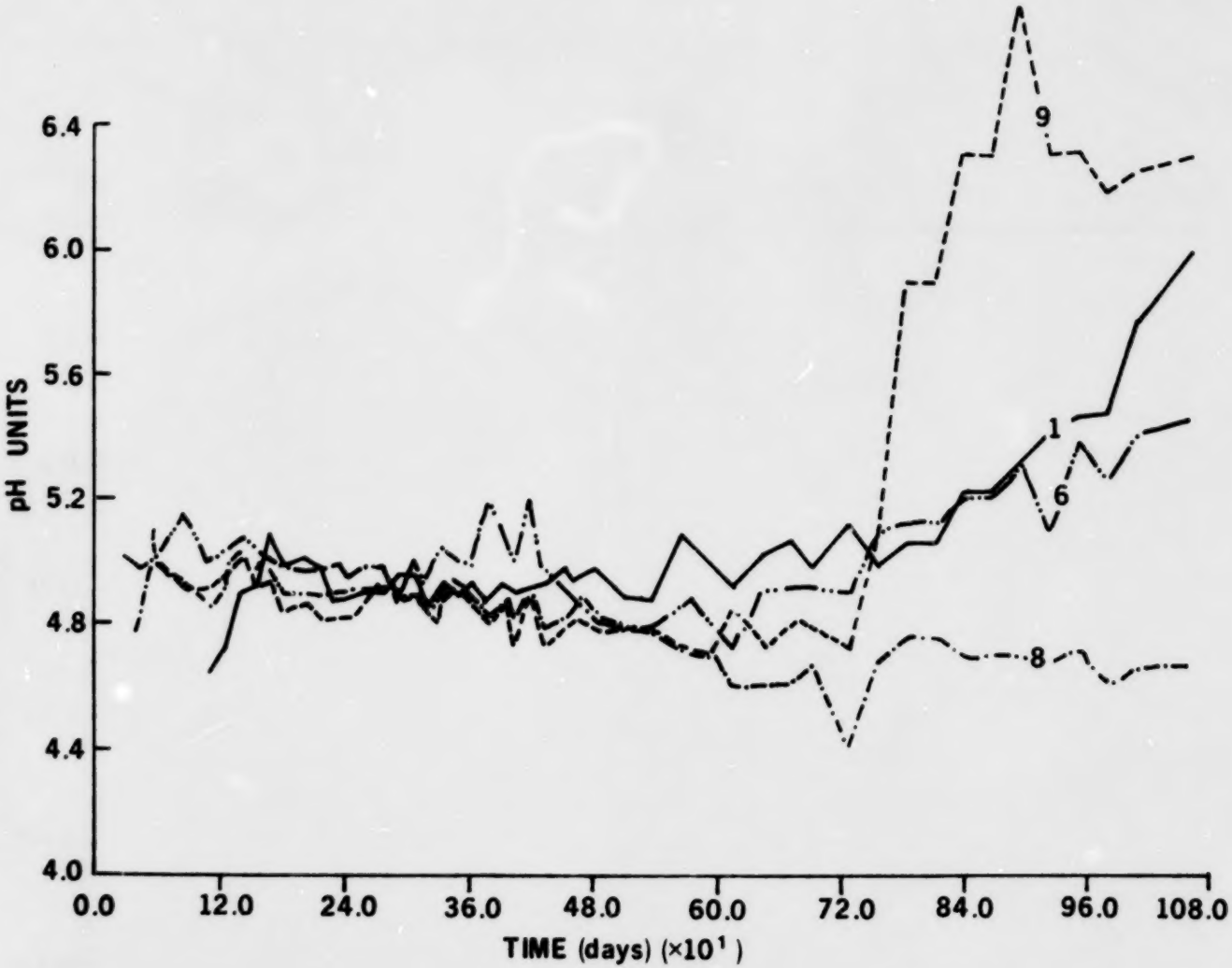

FIGURE 12 pH (pH UNITS) VERSUS TIME - INCREASED RAINFALL FOR TANKS 1,6,8,9

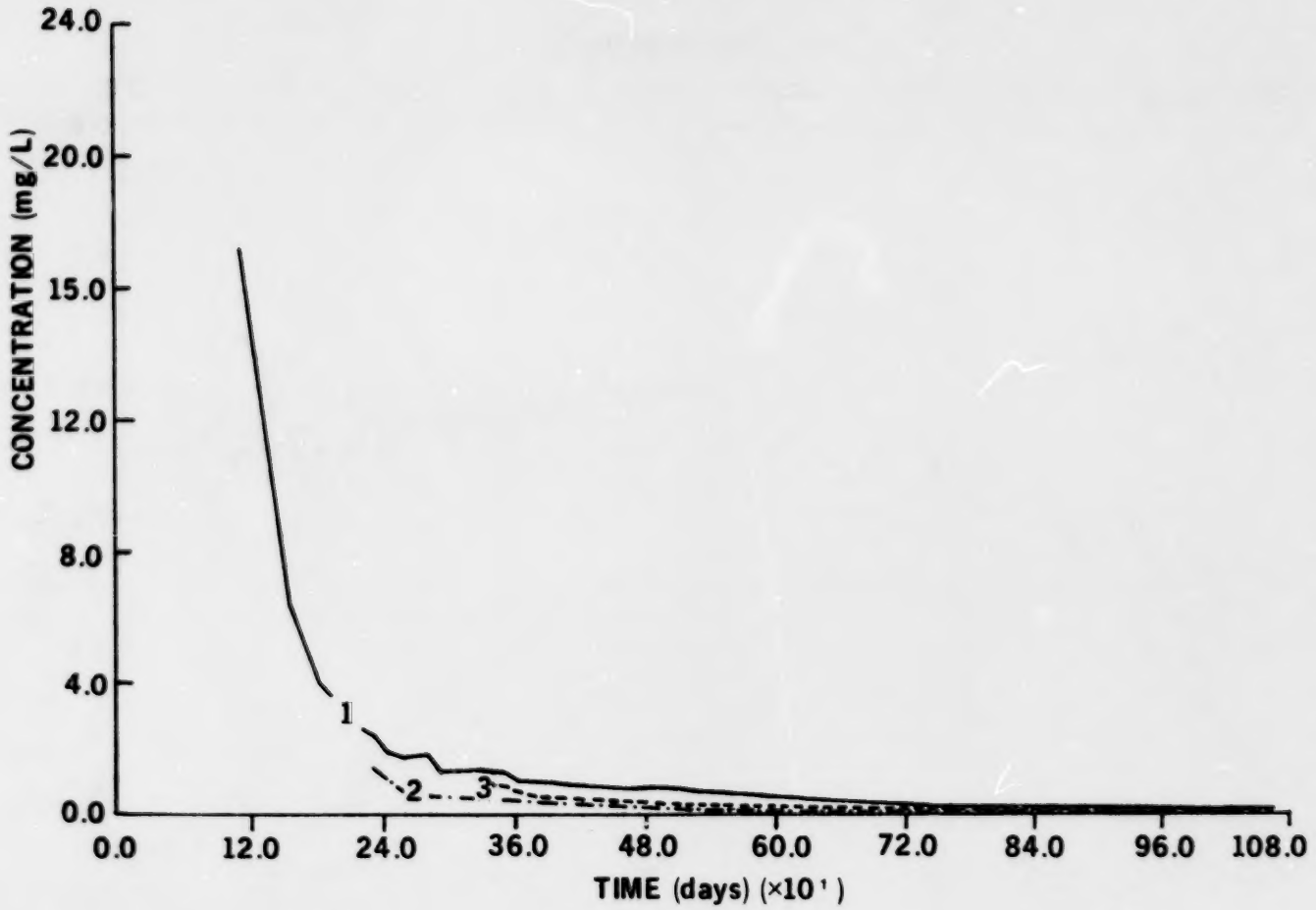

FIGURE 13 NICKEL CONCENTRATION VERSUS TIME - INCREASED REFUSE DEPTH FOR TANKS 1,2,3

Zinc in the leachate from Tank 3 differed from the general pattern in that it stayed roughly constant at relatively high levels (Tank 3 = 45 mg/L; Tank 2 = 25 mg/L) (see Figure 14). These tanks had received low to moderate ST additions and provided data for the earlier finding that low ST additions resulted in a detrimental effect on metal tie-up (Cameron et al., 1978a).

It is likely that the observed high zinc levels were attributable to depth effects, which in turn were related to time scale factors. The deeper the tank, the greater the attenuation of peak concentration and the higher the residual level in the leachate at any given point in time. This flattening of concentration curves by increased refuse depth was described more fully in Cameron et al., 1978a. Stated simply, it can be thought of as an expanded time scale for the deeper tanks, making them a more realistic approximation of full scale landfills, while conversely, the shallow tanks simulate accelerated aging. This conceptual framework is not, however, without its inherent weaknesses (as will be seen later), mainly because the different tank depths result in changes in biological activity.

Examination of zinc mass leached from lysimeters 1, 2 and 3 indicates that, although concentrations in Tanks 2 and 3 were higher, normalized cumulative mass discharged was still considerably less than that discharged from the shallow tank (Tank 1) (see Figure 15). Rates of release at study-end indicate that this relative balance was unlikely to change.

Organic contaminants also exhibited decreasing concentrations as typified by BOD_5 (see Figure 16). Phosphorus in Tank 3 proved to be an exception (see Figure 17). The phosphorus concentrations in this leachate increased five-fold from day 480 to 1064. These observations indicate that, in Tank 3, phosphorus, like zinc, does not appear to have been tied-up or retained at the same rate as it had been previously. The cumulative mass data indicates the rate at which phosphorus was being desorbed from this tank (see Figure 18). The rate of release to the environment, in the latter stages of experimentation, was considerably greater from Tanks 2 and 3 than from Tank 1. In fact, by the end of the study, cumulative release from Tank 2 had already exceeded that from Tank 1. A projection made using the increased rate of release from Tank 3, reveals that it too, would have discharged more phosphorus per unit of dry refuse than Tank 1, after an additional (estimated) 80-100 days. Thus, phosphorus releases were in direct contradiction to what was observed for all other parameters, namely, that self-attenuation of contaminants increases with increased refuse depth. If one allows for the increased depth on leachate appearance, releases from Tank 2 had surpassed those from Tank 1

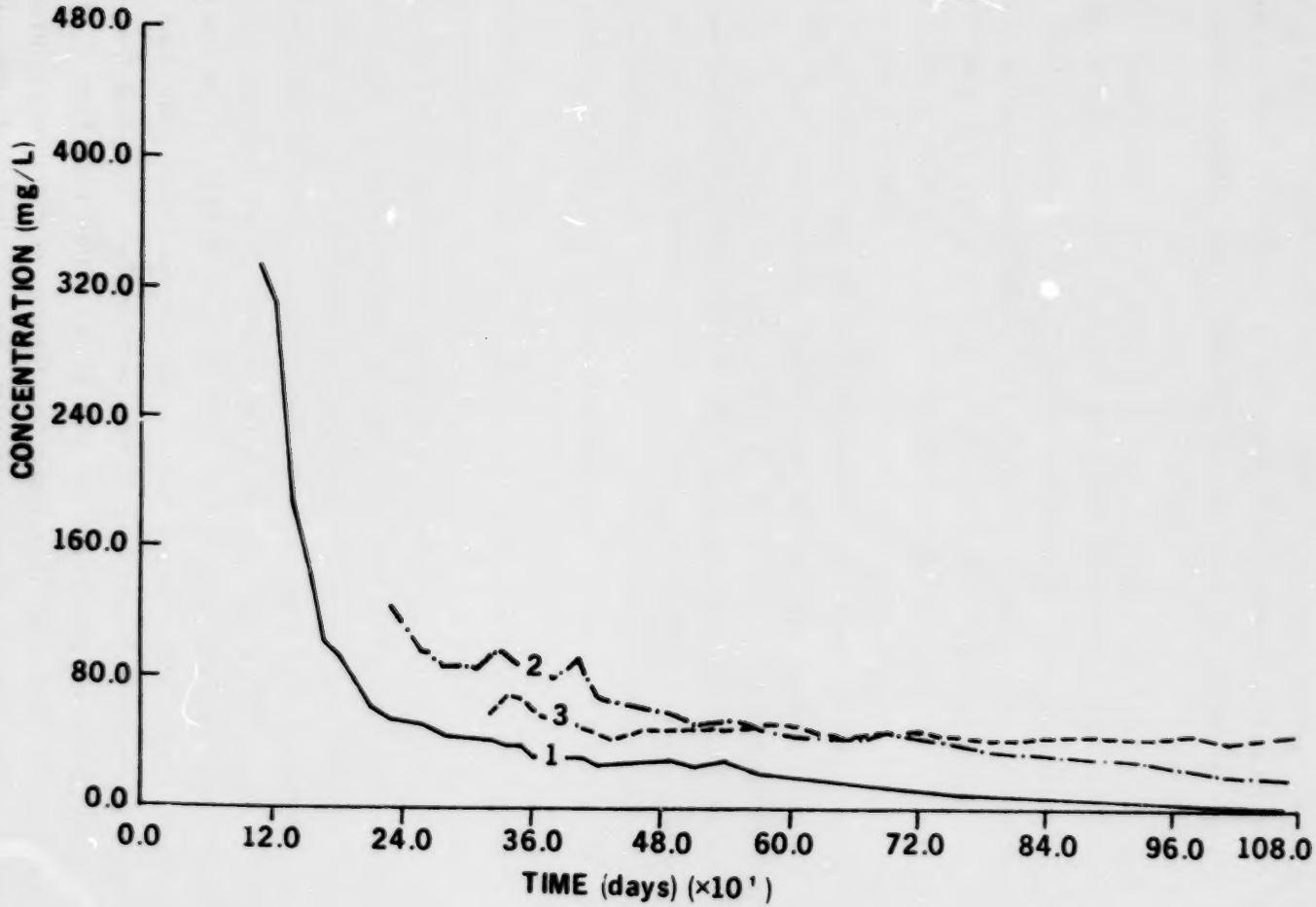

FIGURE 14 ZINC CONCENTRATION VERSUS TIME - INCREASED REFUSE DEPTH FOR TANKS 1,2,3

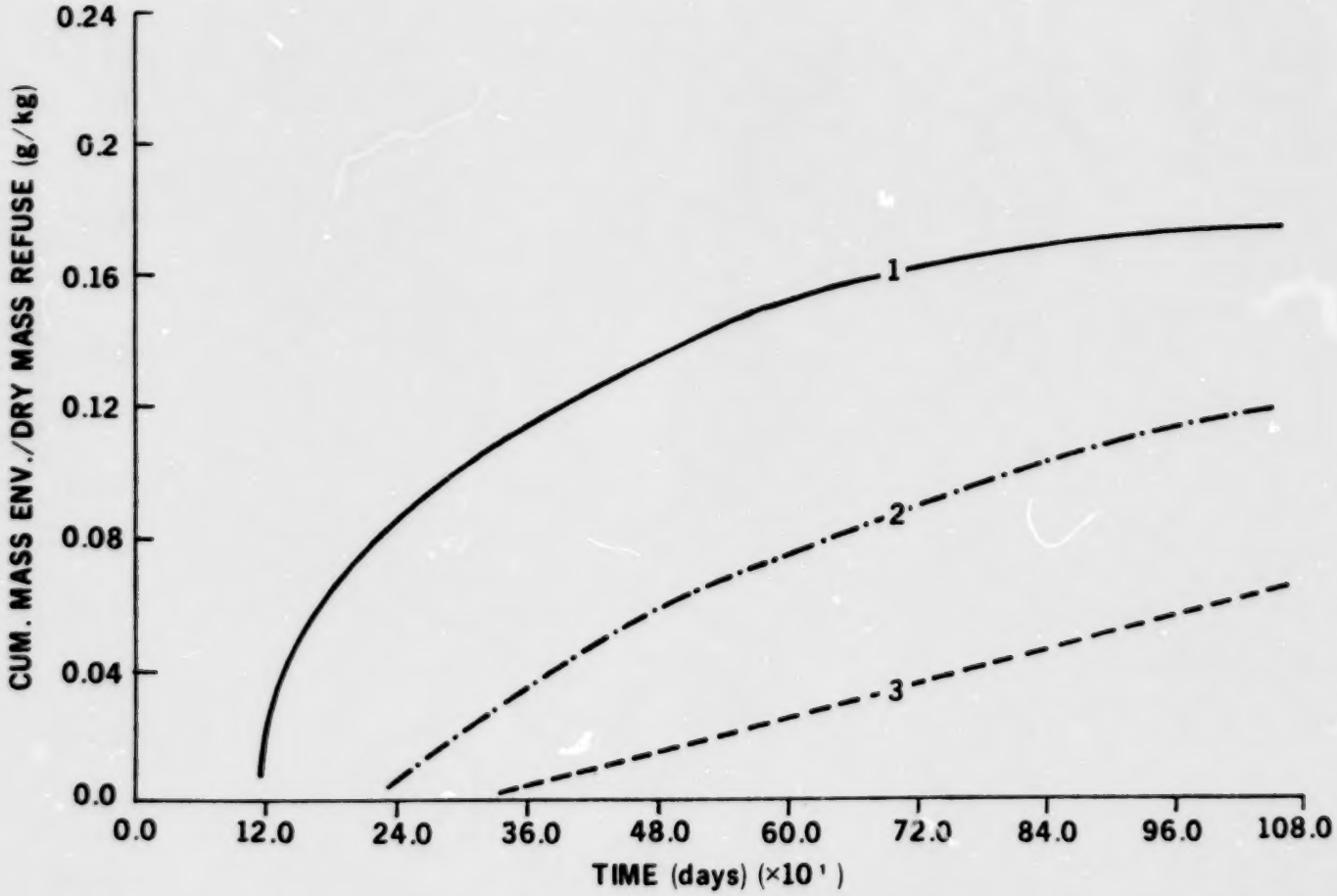

FIGURE 15 ZINC MASS/DRY REFUSE VERSUS TIME - INCREASED REFUSE DEPTH FOR TANKS 1,2,3

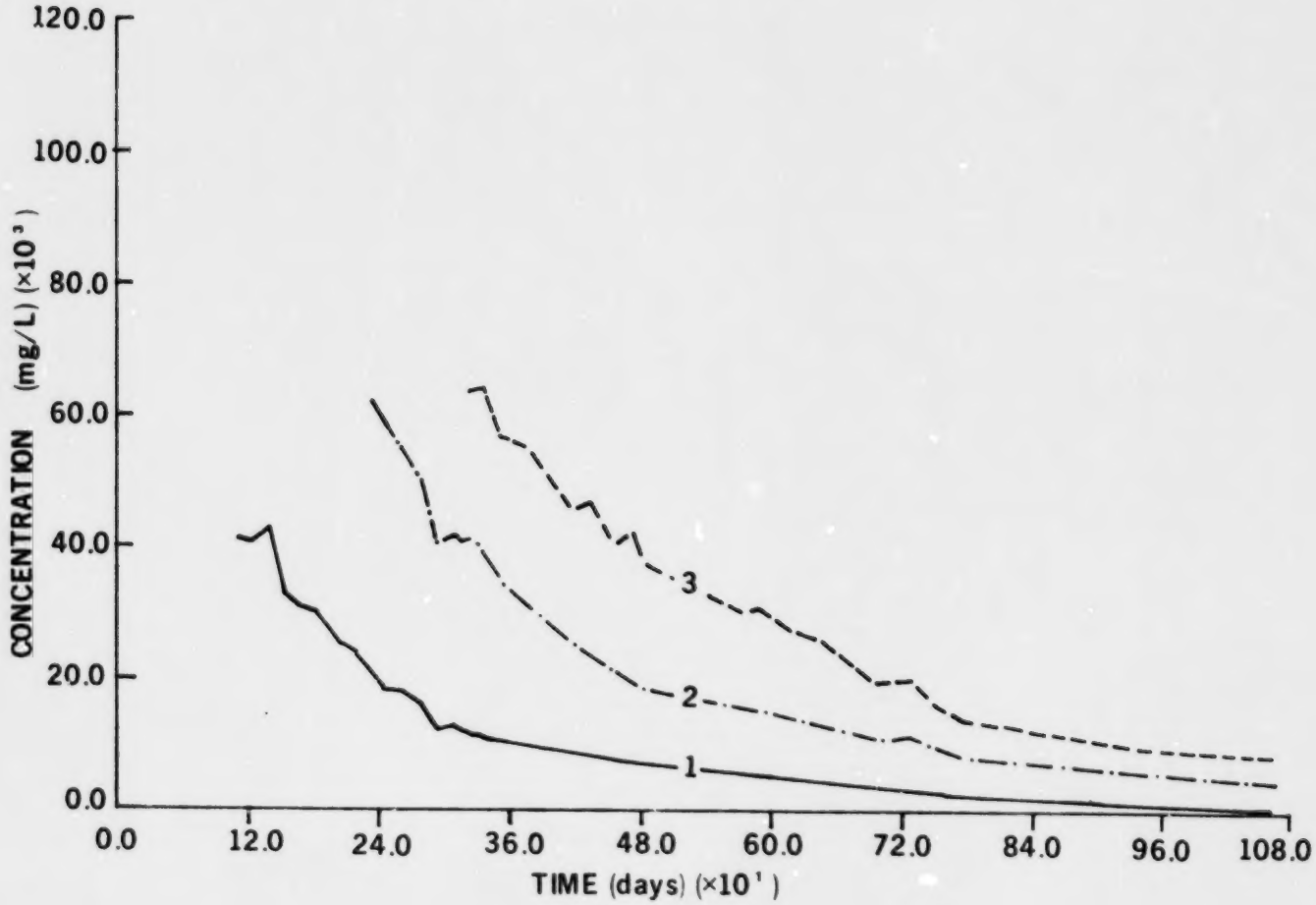

FIGURE 16 BOD_5 CONCENTRATION VERSUS TIME - INCREASED REFUSE DEPTH FOR TANKS 1,2,3

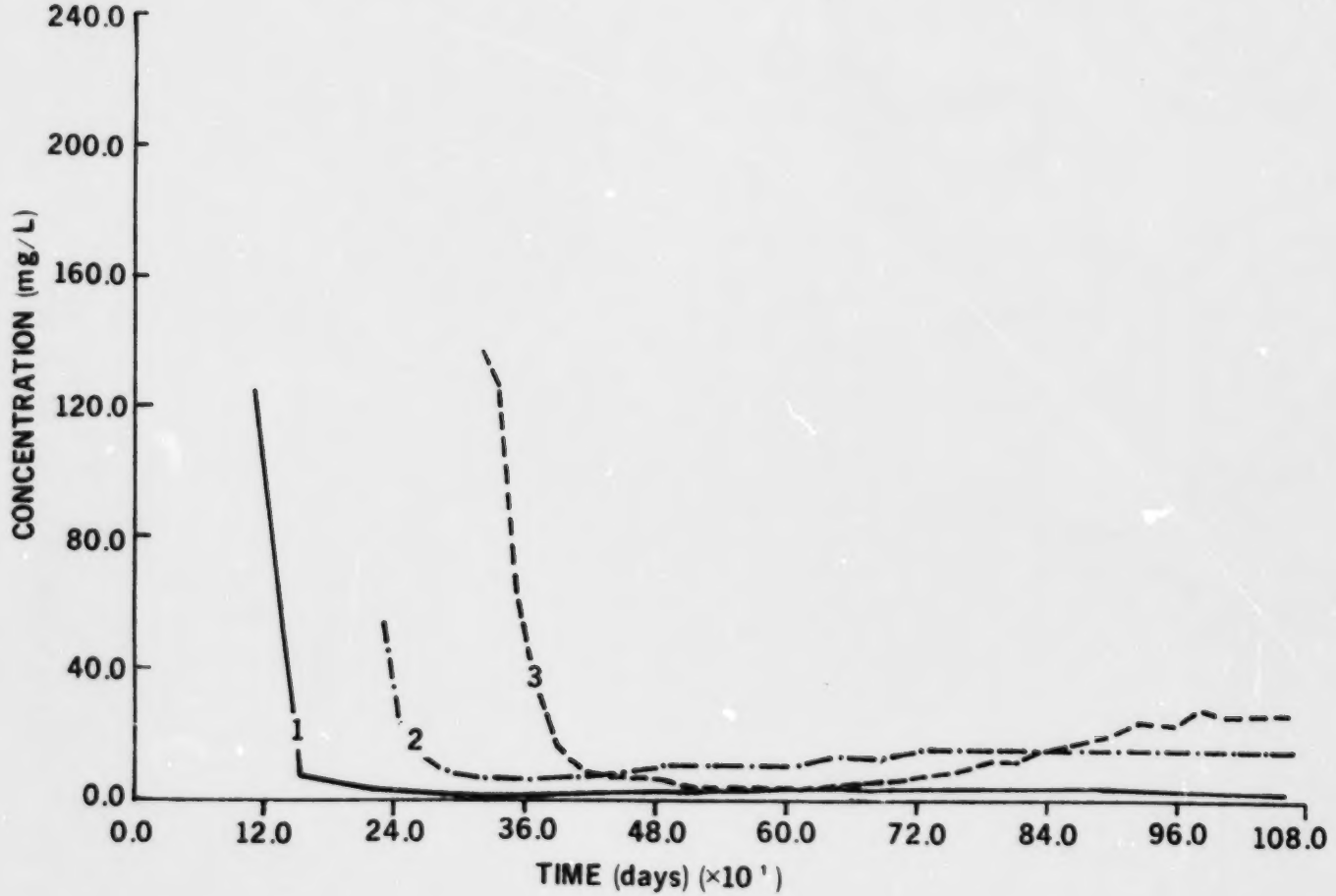

FIGURE 17 TOTAL PHOSPHORUS CONCENTRATION VERSUS TIME - INCREASED REFUSE DEPTH FOR TANKS 1,2,3

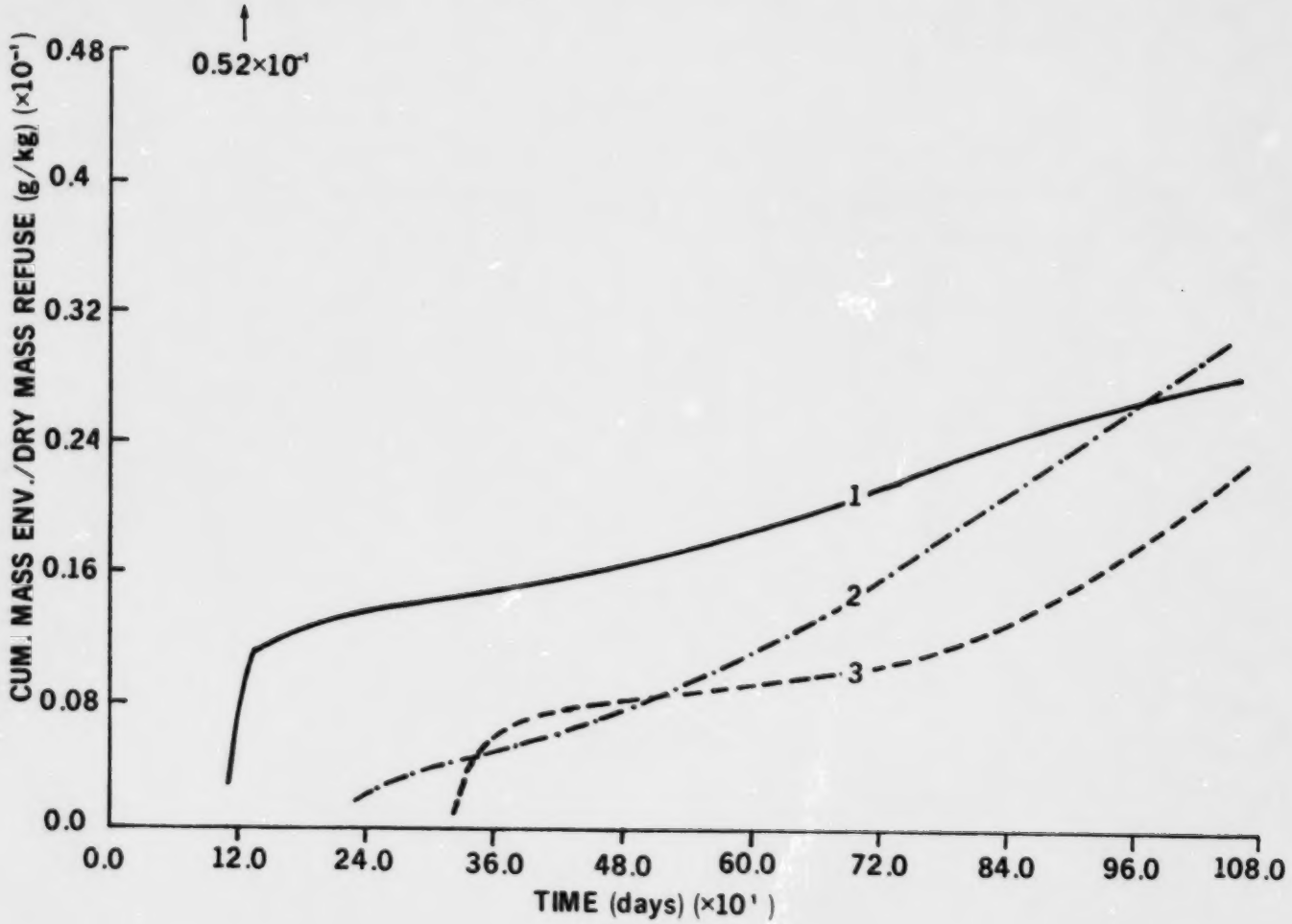

FIGURE 18 TOTAL PHOSPHORUS MASS/DRY REFUSE VERSUS TIME - INCREASED REFUSE DEPTH FOR TANKS 1,2,3

approximately 750 days after the first appearance of leachate and releases from Tank 3 were approaching Tank 1 levels only after 700 days.

The difference in leachate quality among the refuse depth tanks may have been due to a difference in the nature of the biological systems in these tanks, which resulted from increased refuse depth. Previously it had been reported that the deeper tank had increased biological activity over the shallow tank (Cameron et al., 1978a). It is also probable that the biological population in the deeper tanks was of a more anaerobic nature, either by virtue of being an "older" system, that is, it was established sooner, or because it was more effectively buffered from the influences of atmospheric oxygen. In the absence of gas data from the deeper tanks, the probability of a distinct biological population is supported by the fact that the deeper tanks did not exhibit pH increases, such as those observed in Tank 1 (see Figure 19).

The increased phosphorus concentration in the leachate from Tank 3 could also conceivably have been a result of phosphorus being in excess of biological needs. This could occur by either of two mechanisms. One possibility is that the nutrient requirements of the biomass had decreased from what they were previously, so that phosphorus in the leachate was in excess near the end of the study. This argument is consistent with the slow, steady development of a proportionally larger anaerobic bio-population, whose nutrient requirements generally are much less than those of an aerobic population.

Another distinct possibility is that the observed desorption occurred as a result of the "luxury uptake" phenomenon, which is the release of phosphorus that had been incorporated earlier into the cellular mass in excess of immediate requirements. Again, the validity of this explanation depends on a slow changeover from aerobic to more anaerobic conditions. In the absence of specific measurements of bio-activity indicator parameters, such as ORP, it is not possible to be explicit. Either mechanisms could account for the increase in phosphorus exclusively in the leachate of Tank 3.

The high, constant zinc level in the leachate from Tank 3 may have possibly been linked to phosphorus desorption. It is conceivable that the zinc could have been bound up with the excess phosphorus and released as insoluble zinc phosphate or pyrophosphate in the total residue of the leachate. In the absence of first hand knowledge of metal forms, this explanation must be considered highly speculative.

In summary, all three refuse depth lysimeters showed a general improvement in leachate quality in every respect. The one exception was the deep lysimeter, from which phosphorus was desorbing.

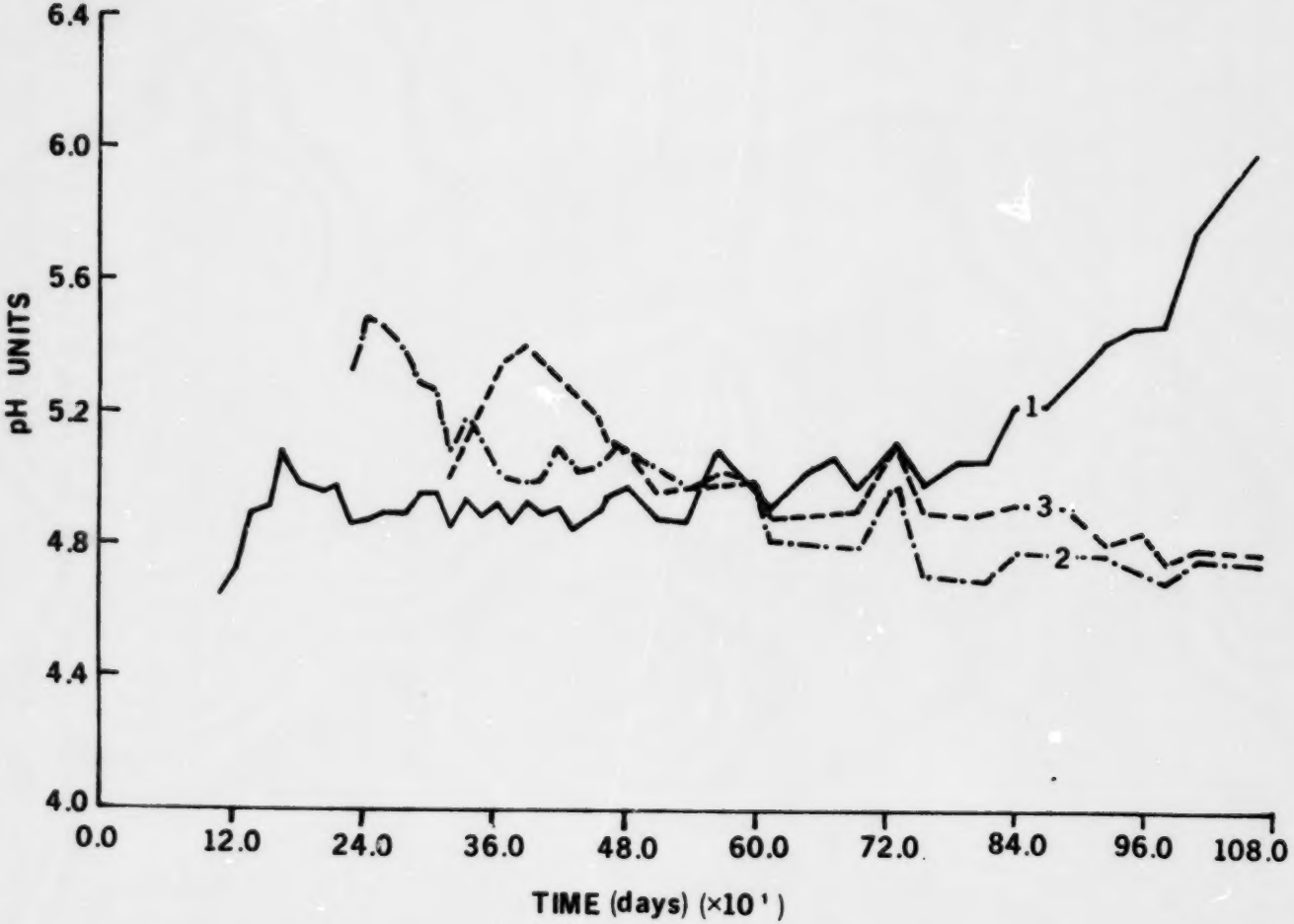

FIGURE 19 pH (pH UNITS) VERSUS TIME - INCREASED REFUSE DEPTH FOR TANKS 1,2,3

3.4 Gas Production

In addition to monitoring leachate quality for the study of pollutant desorption, gas flow measurements were conducted on Tanks 1, 7 and 8 to determine total gas production and gas composition. These tanks were equipped with air-tight seals to prevent leakage and intrusion of atmospheric gases. Thus, all gas produced flowed out through a gas flow meter and into a sampling chamber.

Total gas production by any of the lysimeters fell far short of the estimated theoretical maxima. Figures 20 and 21 present the gas flow data and Table 7 presents theoretical and empirical gas production calculations. Theoretical maxima were calculated using values from Cameron's work (1978a), which quoted a value of 412 L of gas produced per kg of dry refuse and 0.5 L/g of volatile acids in ST additions. Empirical maxima are calculated using a value of 60 L gas produced/kg dry refuse (Rovers et al., 1977).

Measured total gas production fell far short of the calculated theoretical maxima but it approached empirical maxima. For example, in Tanks 7 and 8, if production continued at the rate of the last period, the empirical maxima would be reached within two and four years respectively.

It is not surprising that the actual production was less than the predicted values, primarily because conditions in these experiments were suboptimal for gas production. For example, the pH of the system was considerably below optimum values, the tanks were not completely anaerobic, and the refuse was not prepared as finely ground emulsion as it was in the determination of empirical maxima.

Information obtained from gas production and composition data is relevant to previously considered discussions regarding changes in biological activity within the lysimeters. It was suggested earlier that changes in leachate pH could be due to decreased biological activity. This was also supported by volatile acid data. Gas flow data also support this argument in that the two tanks with constant leachate pH and high volatile acid concentration in the leachate showed constant, if not slowly increasing, gas flow rates with relatively uniform gas composition. Tank 1, which showed a dramatic increase in leachate pH and low leachate volatile acid levels, also had a dramatic decrease in the gas flow rate. These observations are all consistent with the argument that the biological population in the low ST lysimeters had become limited for some reason; the most likely reason being substrate limitation. This explanation can be extended through the pH and volatile acid data to include those lysimeters for which no gas data is available.

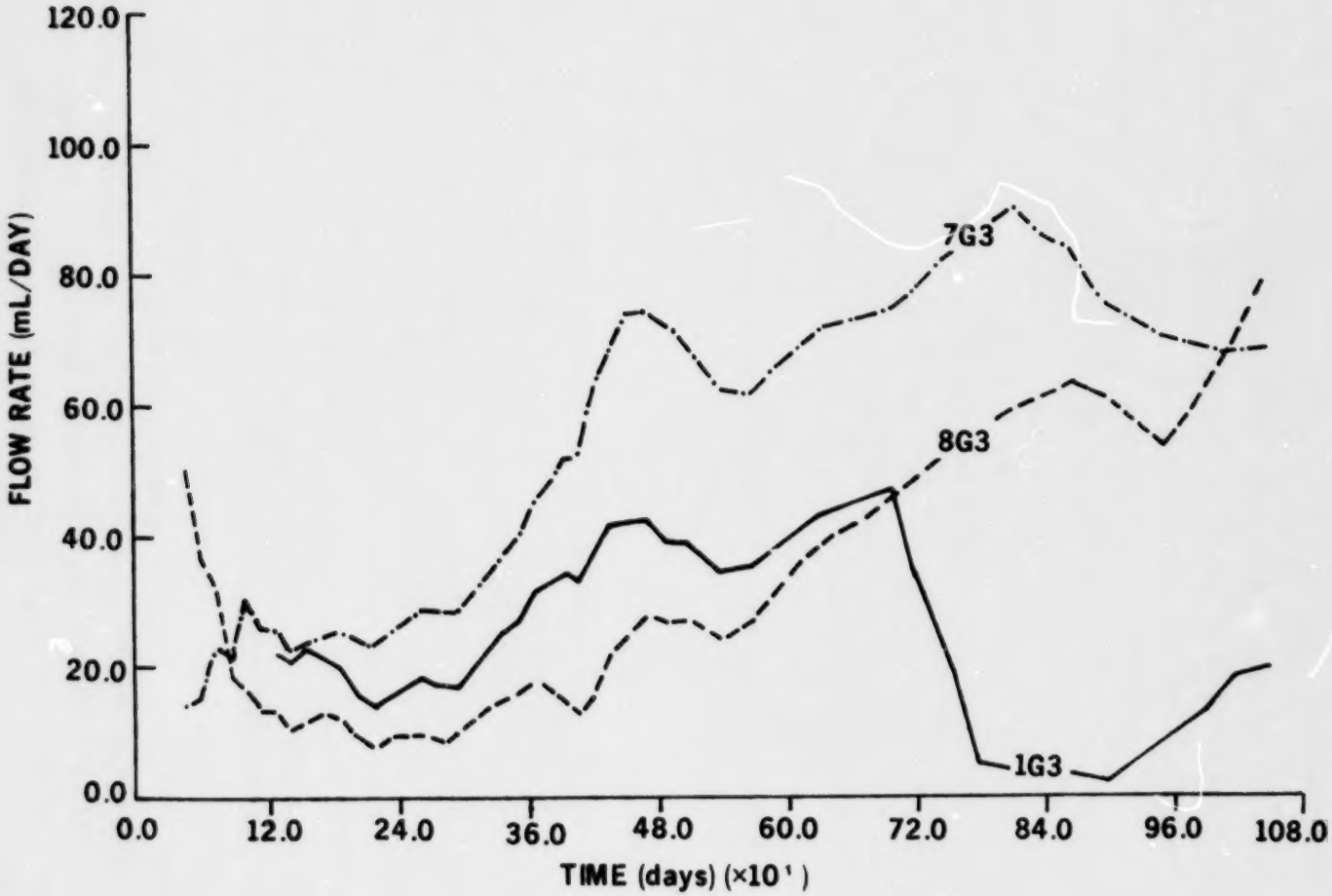

FIGURE 20 GAS FLOW RATE (mL/DAY) VERSUS TIME (DAYS) FOR TANKS 1,7,8

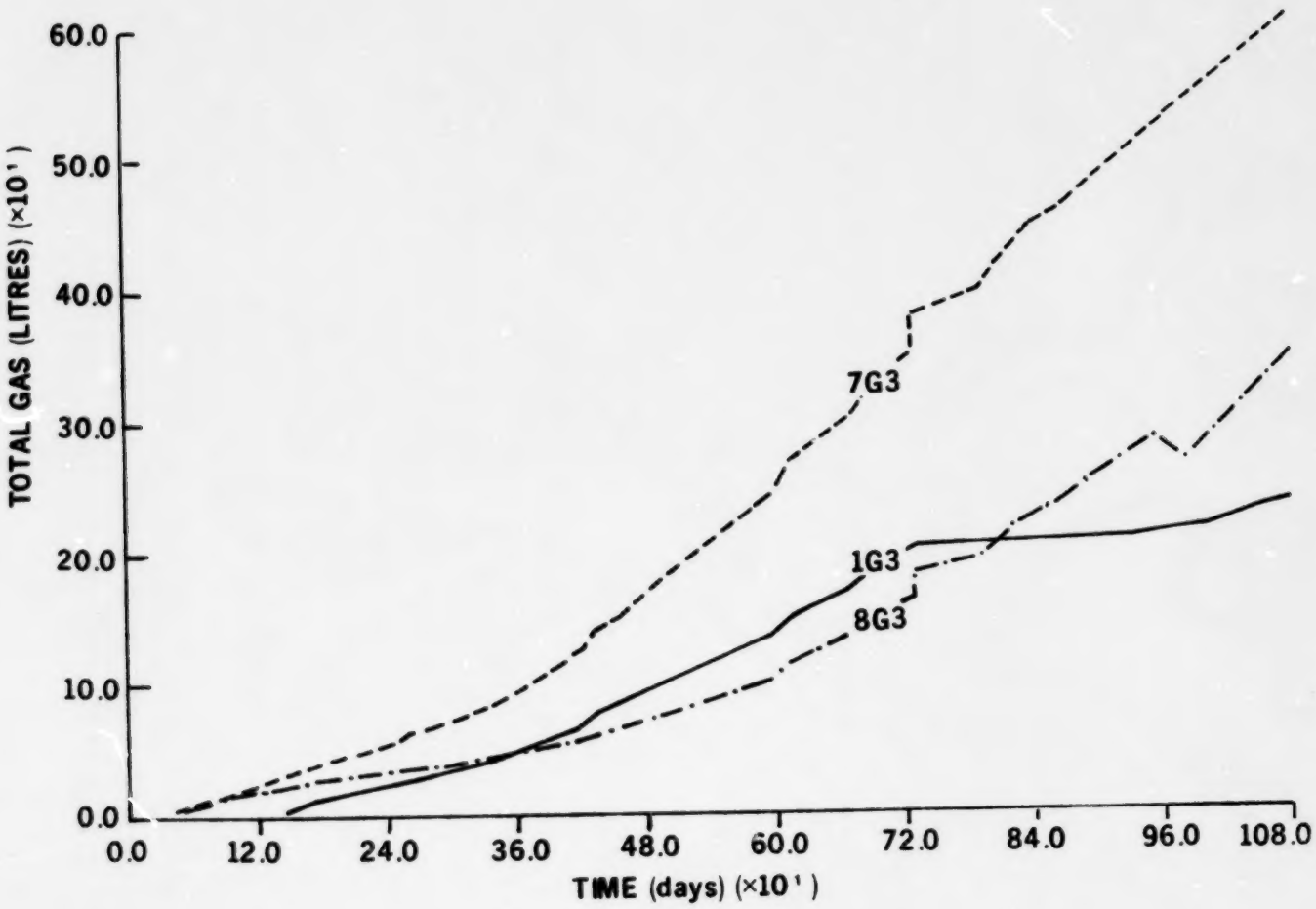

FIGURE 21 CUMULATIVE GAS FLOW (LITRES) VERSUS TIME (DAYS) FOR TANKS 1,7,8

TABLE 7 GAS PRODUCTION DATA

Lysimeter	Theoretical Maximum (L)	Empirical Maximum (L)	% of Theoretical Maximum Produced	% of Empirical Maximum Produced	Years to Achieve Empirical Maximum
1	6487	1005	3.7	24	25 (10.5)
7	6558	1076	9.1	56	1.8
8	6487	1005	5.4	35	3.4

Note: Years to achieve empirical value calculated by extrapolating cumulative gas versus time curve.

Value in parentheses calculated by using gas flow rate from last period of data.

There is another explanation which may be an alternative to that above, or additional to it. At about the same time as the gas flow rate dropped in Tank 1, O_2 and N_2 appeared in the gas samples from that tank only (see Figures 22 and 23). The sudden presence of O_2 and N_2 in the gas from a tank which had been completely anaerobic in the previous year, coupled with the fact that the $N_2 : O_2$ ratio was approximately that of atmospheric air, suggests strongly that a two-way leak had developed in the tank. Although no physical evidence of a leak could be detected, this cannot be considered proof that none existed, given the low pressure differences and intermittent flow rates involved. The presence of oxygen would definitely inhibit anaerobic activity and could cause the observed drop in gas production, the decreasing methane content of the gas and the decreased volatile acid production with an associated increase in pH (see Figure 24).

The fact that gas flow rates appeared to be increasing in Tank 1 after its drastic drop around day 700 indicates that probably an aerobic population was being established on the surface of the tank, shielding the deeper anaerobes from the oxygen. This theory does not explain the observed pH and volatile acid data for the tanks on which gas was not measured and must be considered in conjuction with the previous explanation, not as an alternate theory. These tanks had lids which were removed daily for water application, and hence were continually exposed to the influence of oxygen. They would presumably have an established aerobic surface zone, buffering the deeper anaerobic zones.

Regardless of the causes of decreased gas production and pH increase in Tank 1, an effect is seen on gas composition. As pH increased towards the optimum pH for methane generation, the methane fraction of the gas increased until the presence of oxygen became inhibiting (see Figure 24). Subsequently, the carbon dioxide gas fraction also decreased as the methane increased (see Figure 25). This may have been due to a shift in substrate utilized by the methane generators, that is, to carbon dioxide as volatile acid concentration became limiting.

In order to develop methane production rates from these experiments, cumulative data is presented in Table 8, normalized by mass of refuse to facilitate comparisons between tanks. In terms of their relative magnitude, these data are comparable to the total gas production data presented earlier.

TABLE 8 METHANE PRODUCTION DATA

Tank No.	Methane Production (L/kg dry refuse)
1	130
7	340
8	180

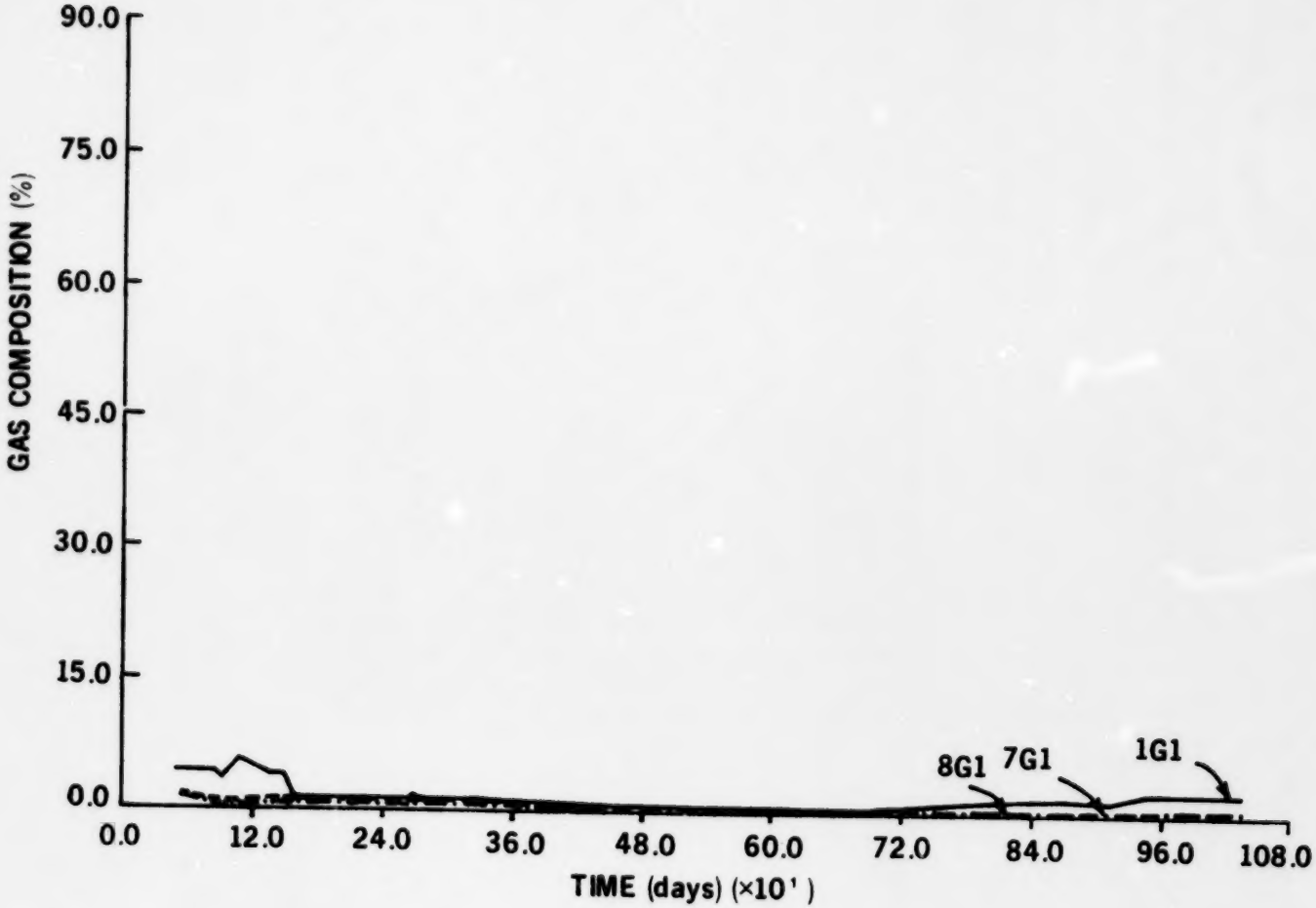

FIGURE 22 GAS COMPOSITION VERSUS TIME (DAYS) - % O_2 FOR TANKS 1,7,8

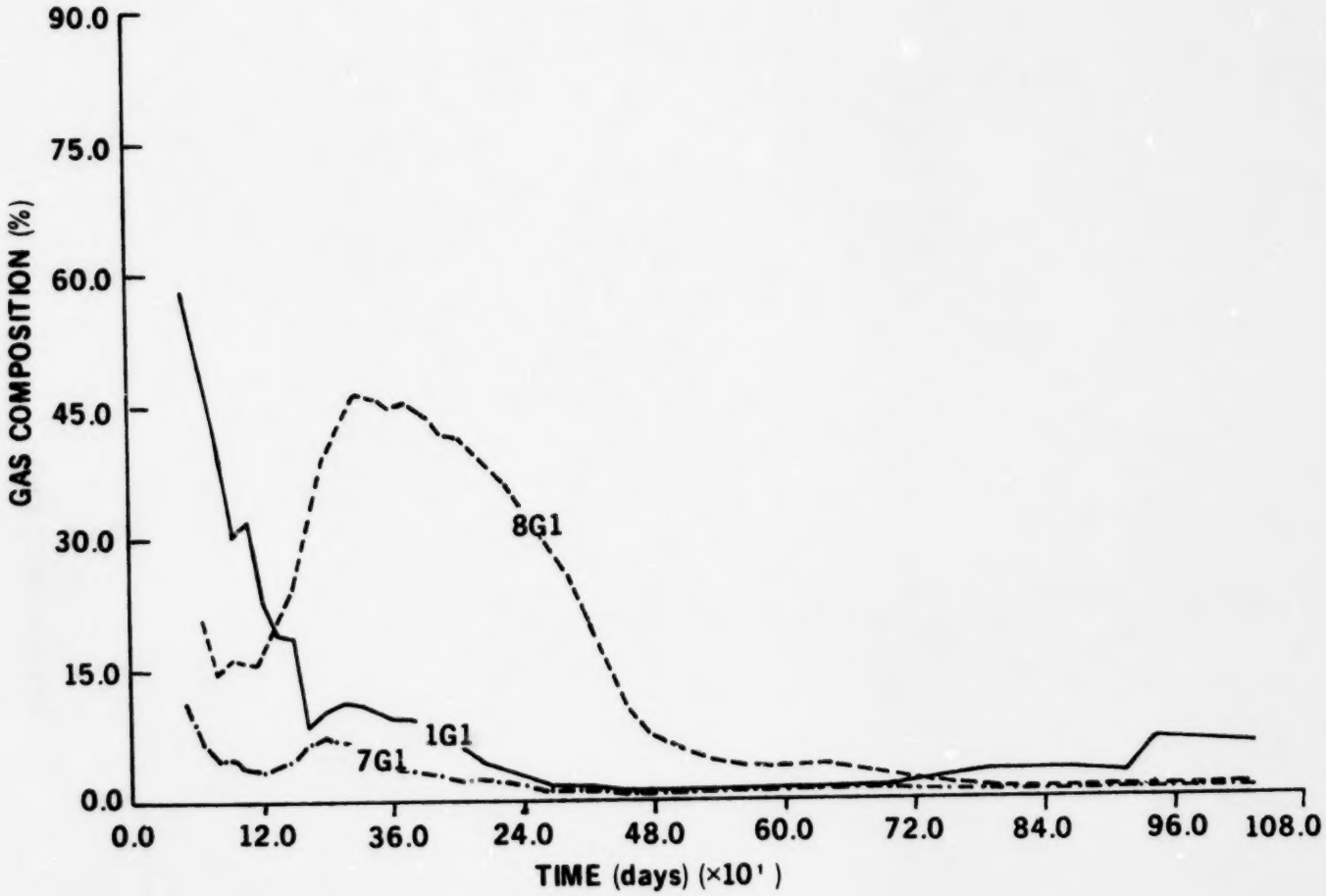

FIGURE 23 GAS COMPOSITION VERSUS TIME (DAYS) - % N_2 FOR TANKS 1,7,8

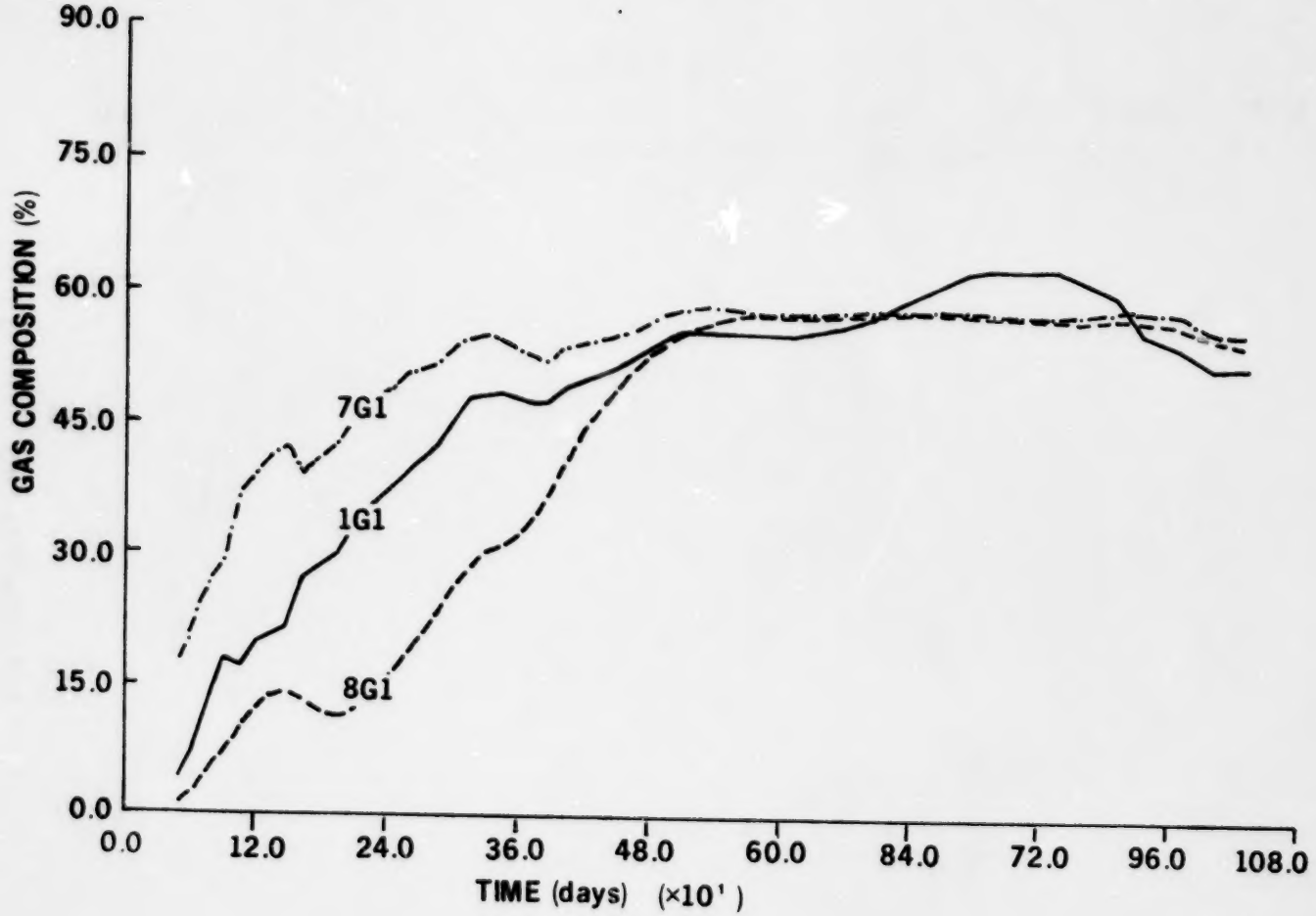

FIGURE 24 GAS COMPOSITION VERSUS TIME (DAYS) - % CH_4 FOR TANKS 1,7,8

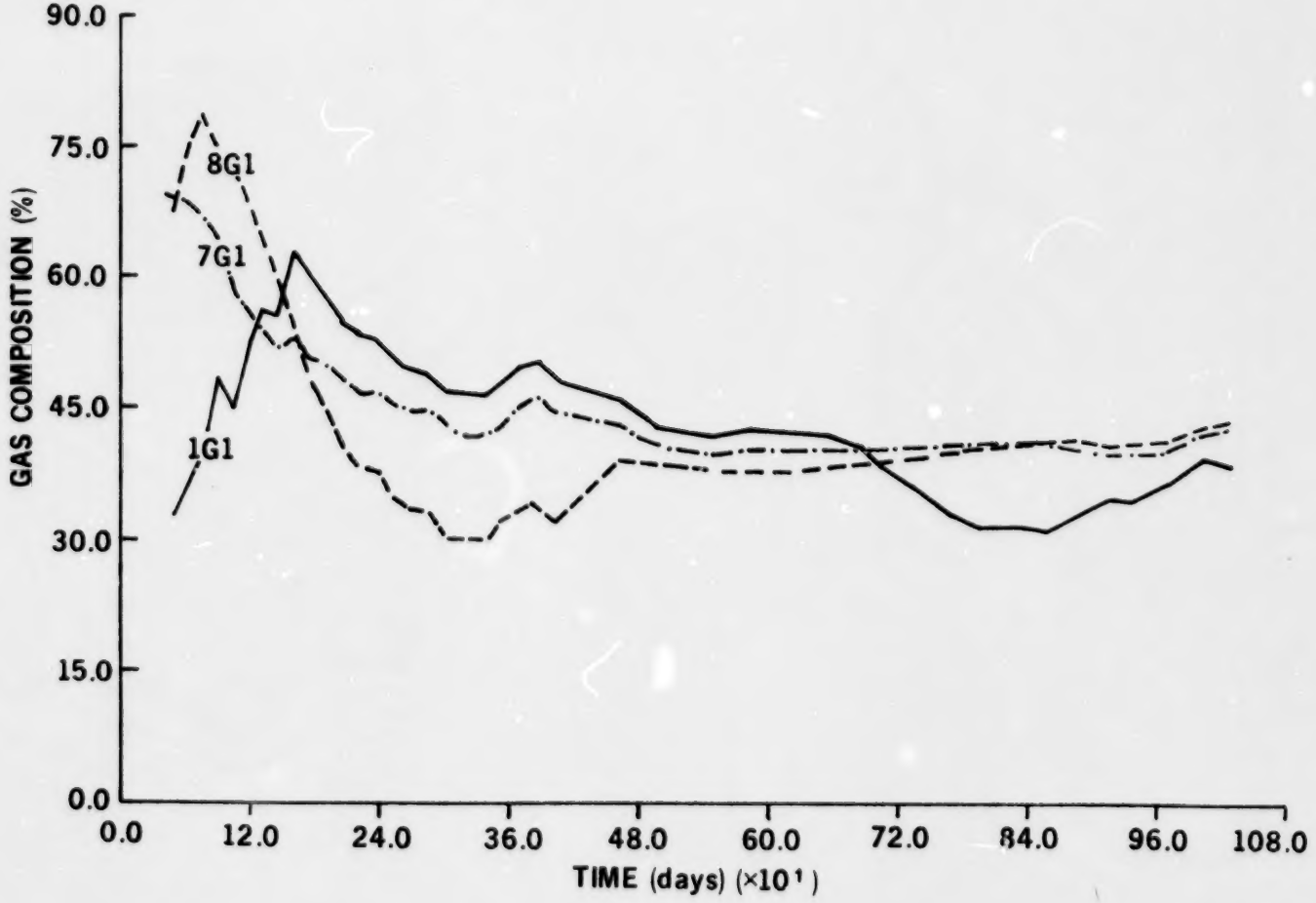

FIGURE 25 GAS COMPOSITION VERSUS TIME (DAYS) - % CO_2 FOR TANKS 1,7,8

REFERENCES

Cameron, R.E. et al., "Study of the Effects of Adding Septic Tank Pumpings to Municipal Refuse", Vol. I - Main Report and Vol. II - Appendices, Department of Civil Engineering, Environmental Engineering Group, University of British Columbia (June 1978a).

Cameron, R.D. et al., "Toxicity of Landfill Leachates", Department of Civil Engineering, Environmental Engineering Group, University of British Columbia (December 1978b).

Hayes, T.D. and Theis, T.L., "The Distribution of Heavy Metals in Anaerobic Digestion", JWPCF, 50, pp. 61-72 (January 1978).

Rovers, F.A., Tremblay, J.J. and H. Mooij, "Procedures for Landfill Gas Monitoring and Control", Waste Management Branch Report, EPS 4-EC-77-4 (October 1977).

Environment Canada Environnement Canada
2035108C VOL ISS 4
EXC # 001
<REPORT> WM
DOFF

LA LIBÉRATION DE POLLUANTS DANS LE PERCOLAT D'UN MÉLANGE DE RÉSIDUS SOLIDES ET DE MATIÈRES DE FOSSE SEPTIQUE

WM-4

La libération de polluants dans le percolat d'un mélange de résidus solides et de matières de fosse septique

Étude menée au moyen de lysimètres de laboratoire

par
S. Jackman, F.A. Koch et D.V. Mavinic
Environmental Engineering Group
Department of Civil Engineering, University of British Columbia

pour
la région du Pacifique et du Yukon
et la Direction des déchets du Service de la protection de l'environnement

Principaux chercheurs:
Donald S. Mavinic (Ph. D., ing. de projet) et Robert D. Cameron (Ph. D., ing. de projet)
Adjoints à la recherche:
Frederich A. Koch (M.A.Sc.) et Daniel H. Phelps (Ph. D.)
Techniciens de recherche:
Susan Jackman (B. Sc.; directrice), Susan Liptak, Paula P. Parkinson, Mary G. Mager et Elizabeth C. MacDonald

Publication distribuée
par le Service de la protection de l'environnement
Hull
K1A 1C8

Édition française de
Desorption of Pollutants from Solid Waste/Septic Tank Pumping Lysimeters
préparée par le Module d'édition française
Ministère de l'Environnement

RÉSUMÉ

Le présent rapport fait suite à une étude antérieure qui a permis de déterminer que l'addition de matières de fosses septiques aux résidus solides urbains entraînait la réduction des concentrations maximales et de la masse totale de la plupart des polluants (particulièrement des métaux lourds) dans le percolat de lysimètres de laboratoire.

Les mêmes lysimètres ont été utilisés pendant une période supplémentaire de 19 mois en vue de déterminer si la rétention des métaux était de "nature permanente ou transitoire".

*

* *

ABSTRACT

This report is the continuation of a previous study in which it was shown that the addition of septic tank pumpings to municipal refuse reduced peak concentrations and total mass of most pollutants (especially heavy metals) in leachate.

The same lysimeters were studied for an additional 19 months to determine if the "tie-up" of metals was "permanent or transitory in nature".

TABLE DES MATIÈRES

Résumé
Abstract
Liste des figures
Liste des tableaux
Conclusions et recommandations

1 Introduction

2 Installations de laboratoire

3 Résultats et analyses
3.1 Effets de l'addition de matières de fosses septiques 6
3.2 Effets de l'augmentation des précipitations 13
3.3 Effets de l'augmentation de l'épaisseur des résidus 15
3.4 Production de gaz 19

Bibliographie

LISTE DES FIGURES

1 Schéma de montage de laboratoire comportant un lysimètre muni d'un compteur à gaz (type humide) 3

2 DBO_5 en fonction du temps; addition de MFS dans les lysimètres nos 0, 1, 4, 5, 6, 7 7

3 Teneurs en plomb en fonction du temps; addition de MFS dans les lysimètres nos 0, 1, 4, 5, 6, 7 7

4 Masse du phosphore total en fonction du temps; addition de MFS dans les lysimètres nos 0, 1, 4, 5, 6, 7 8

5 Masse de l'azote total en fonction du temps; addition de MFS dans les lysimètres nos 1, 4, 5, 6, 7 9

6 Masse du plomb en fonction du temps; addition de MFS dans les lysimètres nos 0, 1, 2, 4, 5, 6, 7 10

7 Teneur en fer en fonction du temps; addition de MFS dans les lysimètres nos 0, 1, 4, 5, 6, 7 11

8 Teneur en zinc en fonction du temps; addition de MFS dans les lysimètres nos 0, 1, 4, 5, 6, 7 11

9 pH en fonction du temps; addition de MFS dans les lysimètres nos 0, 1, 4, 5, 6, 7 12

10 DBO_5 en fonction du temps; augmentation des précipitations dans les lysimètres nos 1, 6, 8, 9 14

11 Teneur en fer en fonction du temps; augmentation des précipitations dans les lysimètres nos 1, 6, 8, 9 14

12 pH en fonction du temps; augmentation des précipitations dans les lysimètres nos 1, 6, 8, 9 16

13 Teneur en nickel en fonction du temps; augmentation de l'épaisseur des résidus dans les lysimètres nos 1, 2, 3 16

14 Teneur en zinc en fonction du temps; augmentation de l'épaisseur de résidus dans les lysimètres nos 1, 2, 3 17

15 Masse du zinc/résidus secs en fonction du temps; augmentation de l'épaisseur de rédidus dans les lysimètres nos 1, 2, 3 17

16 DBO_5 en fonction du temps; augmentation de l'épaisseur de résidus dans les lysimètres nos 1, 2, 3 18

17 Teneur en phosphore total en fonction du temps; augmentation de l'épaisseur de résidus dans les lysimètres nos 1, 2, 3 18

18 Masse du phosphore total/résidus secs en fonction du temps; augmentation de l'épaisseur de résidus dans les lysimètres nos 1, 2, 3 20

19 pH en fonction du temps; augmentation de l'épaisseur de résidus dans les lysimètres nos 1, 2, 3 20

20 Débit de gaz (ml/jour) en fonction du temps (jours) dans les lysimètres nos 1, 7, 8 21

21 Débit cumulé de gaz (litres) en fonction du temps (jours) dans les lysimètres nos 1, 7, 8 21

22 Composition du gaz en fonction du temps (jours); pourcentage de O_2 dans les lysimètres nos 1, 7, 8 24

23 Composition du gaz en fonction du temps (jours); pourcentage de N_2 dans les lysimètres nos 1, 7, 8 24

24 Composition du gaz en fonction du temps (jours), pourcentage de CH_4 dans les lysimètres nos 1, 7, 8 25

25 Composition du gaz en fonction du temps (jours); pourcentage de CO_2 dans les lysimètres nos 1, 7, 8 25

LISTE DES TABLEAUX

1 Composition des résidus urbains solides dans le lysimètre (0,38 m d'épaisseur) 2

2 Composition des matières de fosses septiques 4

3 Variables de fonctionnement des lysimètres 5

4 Analyses effectuées 5

5 Liste des sections 5

6 Données sur les acides volatils 12

7 Données sur la production de gaz 22

8 Données sur la production de méthane 23

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

D'après les expériences antérieures, l'addition de matières de fosses septiques[1] aux résidus urbains solides diminue la quantité de polluants, particulièrement de métaux lourds, entraînés dans le percolat (Cameron et coll., 1978). Ce phénomène tient sans doute à l'activité biologique générée par l'addition de substances organiques. Ces expériences ont été poursuivies en prolongeant la période de surveillance de la qualité du percolat des mêmes lysimètres afin d'évaluer les rejets de polluants. Pendant les quelque 19 mois de rassemblement de données supplémentaires sur le percolat, aucune libération notable des métaux n'a été rapportée.

Cela ne signifie pas que la rétention des métaux est permanente; en effet, l'étude a été trop brève pour tenir compte de la totalité de la période active d'une décharge. Il est important de signaler que de légères modifications de la qualité du percolat et de la nature de l'activité biologique au sein des lysimètres ont été observées vers la fin de l'étude. La production de gaz de l'un des lysimètres du groupe caractérisé par différentes profondeurs (nº 1) a subi une baisse et, bien qu'un certain rétablissement ait été constaté, les débits ne sont pas revenus aux valeurs antérieures. Selon les données sur les acides volatils et le pH, il semblait se produire des modifications similaires dans certains autres lysimètres (5, 6 et 9). Cela n'a pu être vérifié puisque les lysimètres ne comportaient pas de compteurs de gaz. Ces modifications étaient peut-être dues à un stade avancé de bio-stabilisation qui comportait des conditions limitant l'activité du substrat.

Les observations antérieures constituaient sans doute une indication initiale d'un changement de régime biologique dans les lysimètres. Ce phénomène peut avoir des conséquences notables sur la libération ultime des polluants fixés, particulièrement si les métaux sont liés à des complexes organo-métalliques. Si la biomasse est soumise à une respiration endogène, la lyse des cellules qui en résulte peut entraîner la libération de métaux fixés. Malheureusement, les données recueillies au cours des expériences étaient insuffisantes pour préciser la forme particulière de fixation des métaux.

Les données (où et lorsqu'elles ont pu être obtenues) sur la production de gaz et les acides volatils ont eu tendance à confirmer les signes de baisse de l'activité biologique. D'après les données empiriques sur la production de gaz due à la digestion anaérobie des résidus urbains solides, il est évident que le contenu des lysimètres n'était pas encore entièrement stable. Selon les estimations, les valeurs maximales empiriques n'ont été obtenues que dans une proportion de 24 à 56 p. cent. En ce qui concerne les limites théoriques de production de gaz, les valeurs n'ont été atteintes que dans une proportion de trois à neuf pour cent. Il est peu probable que ces valeurs maximales absolues puissent être atteintes. En ce qui concerne les valeurs empiriques prévues, il faudrait environ deux ou trois années supplémentaires d'exploitation continue des lysimètres.

La fin de la période de stabilisation des résidus présenterait un intérêt particulier en ce qui concerne la libération des polluants. Au cours de cette période, il y aurait sûrement dégradation de la biomasse contenue dans le lysimètre, ce qui provoquerait la libération de métaux fixés à des substances organiques. Un tel processus, s'il survenait, serait contrebalancé, dans une certaine mesure, par l'élévation du pH. Les charges auraient tendance à réduire la solubilité, ce qui par

---

[1] Dans le corps du rapport, *matières de fosses septiques* est abrégée MFS.

conséquent favoriserait la formation de précipités métalliques. En l'absence de données précises permettant de relever les caractéristiques et de décrire ces effets conjugués à long terme, il est impossible d'acquérir des connaissances suffisantes sur la nature précise ou les conséquences d'une libération éventuelle.

En résumé, selon les résultats généraux des recherches, le degré de libération des polluants au cours de l'étude était négligeable. Cependant, compte tenu des limites temporelles des expériences, il serait prématuré de conclure que les substances absorbées sont retenues de façon permanente. Des recherches plus particulières, plus approfondies et à long terme devront être effectuées en vue de déterminer de façon précise le devenir final de ces substances. En outre, il est capital de poursuivre les recherches fondamentales afin de mieux comprendre la nature exacte de la fixation des métaux. Est-ce avant tout d'ordre organique? ou inorganique? ou est-ce une combinaison des deux? et alors dans quelles proportions?

En ce qui concerne les résultats particuliers des expériences, ils ne diffèrent guère de ceux des expériences initiales effectuées à l'aide du même groupe de lysimètres. En général, il y avait baisse des valeurs des paramètres de la qualité du percolat, ce qui a également été constaté au cours de l'étude antérieure. Parmi les métaux qui ont présenté un comportement fort différent, mentionnons le fer, le zinc et le phosphore, particulièrement dans le groupe de lysimètres comportant différentes épaisseurs de résidus urbains (1, 2 et 3). Aucune libération du fer ni du zinc n'a été constatée, bien que les teneurs résiduelles soient demeurées élevées, d'où la conclusion que l'épaisseur de résidus joue un rôle important dans la réduction des polluants. Les bassins les plus profonds mettaient en évidence les plus fortes teneurs résiduelles, bien qu'ils présentaient la plus forte baisse des teneurs de pointe.

L'augmentation de la teneur en phosphore dans le lysimètre profond mettait nettement en évidence un changement de mécanisme de réduction. Cependant, en l'absence de mesures de la bioactivité et de données sur les gaz dans les lysimètres plus profonds (2 et 3), ce phénomène reste inexpliqué. L'on ne peut que formuler des conjectures au sujet des phénomènes à l'origine des rejets observés. Il est évident que, peu importe la cause, la vitesse de libération du phosphore a subi une hausse marquée au cours de la dernière période de l'étude dans le lysimètre n° 3. Le même phénomène a été constaté dans le percolat du lysimètre n° 2, bien qu'il ait été moins marqué.

En se fondant sur les résultats de l'étude, les chercheurs recommandent de:

1) Poursuivre les recherches en vue de déterminer si la fixation des métaux est permanente et, plus précisément, afin de déterminer le devenir final des métaux absorbés à la suite de la stabilisation complète des mélanges de résidus urbains solides et de matières de fosse septique. À cette fin, il serait possible de réactiver les lysimètres d'étude de la "désorption" actuels après une période de sécheresse de cinq à six mois. La prolongation du programme de surveillance permettrait également d'éliminer certains facteurs imprécis des résultats de la présente étude. Ces imprécisions sont principalement dues aux modifications qui se sont produites dans plusieurs lysimètres peu après la fin de l'étude. Il est possible que ces changements indiquent, en fait, que les conditions futures risquent d'être différentes des conditions antérieures. Le cas échéant, une surveillance supplémentaire devra être assurée avant l'utilisation des résultats de l'étude. Il ne sera pas nécessaire d'entreprendre un programme de surveillance continu aussi poussé que le programme antérieur et, par conséquent, les coûts seront considérablement moindres.

2) Amorcer des études supplémentaires portant sur la nature exacte de la fixation du métal aux mélanges de résidus urbains solides et de matières de fosse septique. Il est essentiel d'acquérir

des connaissances d'une part sur le rôle de l'absorption biologique des métaux à l'état de traces et d'autre part sur l'ampleur de la formation de complexes organiques dans la fixation des métaux. Ces études devraient également être destinées à préciser, à l'aide d'expériences et d'une étude documentaire, l'état des connaissances actuelles au sujet des diverses formes de métaux présents, de leur abondance relative et du degré de permanence ou de semi-permanence des liens.

3) Poursuivre les études sur la production et la récupération du méthane en vue de déterminer les charges optimales d'ensemencement des boues d'égout et les autres valeurs optimales des paramètres d'utilisation des décharges à des fins de récupération d'énergie. Les renseignements obtenus permettraient d'analyser la faisabilité de recourir à l'addition de boues d'égout aux résidus urbains solides pour produire une énergie de rechange.

4) Dans le cadre de nouvelles recherches au moyen de lysimètres de laboratoire, songer à incorporer des tests réguliers portant sur des indicateurs de bioactivité en ayant recours à des paramètres comme le potentiel d'oxydo-réduction et les teneurs en acides volatils. Cela permettrait d'acquérir des connaissances supplémentaires sur la nature de l'activité biologique au sein des lysimètres et de comprendre les résultats qui, dans une grande mesure, sont reliés au degré et au type d'activité biologique en cours ou qui en dépendent. De façon générale, grâce à une meilleure compréhension du micro-environnement biochimique dans une colonne de simulation, l'extrapolation des résultats favorisera sans doute la compréhension des processus à l'échelle des macro-environnements.

Cette mesure serait particulièrement utile et d'une importance capitale en ce qui concerne la conception et l'utilisation de modèles mathématiques. À cette fin, il faudra accorder une attention particulière à l'élaboration d'une série de directives destinées à orienter la conception, la mise en oeuvre et les mesures de surveillance des études faites avec des lysimètres de laboratoire, de façon que les résultats des expériences puissent être utilisés à long terme (comme information de base pour la conception et la vérification des modèles de simulation).

1 INTRODUCTION

Une étude antérieure effectuée à l'Université de la Colombie-Britannique à l'aide d'un montage de laboratoire a permis de déterminer que l'addition de matières provenant de fosses septiques aux résidus urbains solides était efficace sur le plan de la réduction des teneurs maximales en polluants et de la masse totale de la plupart des percolats (Cameron et coll. 1978a), notamment en ce qui concerne les métaux lourds comme le cadmium, le chrome, le fer, le plomb, le nickel et le zinc. Bien que les charges optimales n'aient pas été déterminées au cours de l'étude, les fortes charges de matières pompées de fosses septiques mettaient en évidence des réductions plus marquées. Dans plusieurs cas, les faibles charges ont eu des effets négatifs. Selon les tests, en vue d'obtenir des résultats favorables, le rapport minimal d'addition de matières de fosse septique aux résidus urbains solides devait être de 12 600 à 16 000 mg de ces matières par kilogramme de résidus secs. L'effet a été beaucoup moins marqué lorsque l'intensité pluviale est passée de 381 à 1143 mm par an.

Bien que les mécanismes inhérents à la rétention des métaux n'aient pas été précisés, les chercheurs ont supposé que le phénomène était dû, dans une grande mesure, à une activité biologique accrue. Les métaux semblaient se fixer à la biomasse aérobie/anaérobie des complexes organiques ainsi qu'aux acides volatils insolubles et aux autres sels métalliques.

Compte tenu des avantages évidents de la réduction des teneurs en polluants, par l'addition de fortes charges de matières de fosse septique, auxquels s'ajoutent un accroissement de la production de gaz et un plus fort pourcentage initial de méthane, cette technique semble prometteuse à la fois sur le plan environnemental et sur le plan de la récupération de l'énergie. Toutefois, les chercheurs jugent nécessaire de déterminer si la fixation des métaux était de nature permanente ou simplement transitoire. L'étude consistait à "continuer à ajouter de l'eau aux montages utilisés pour les études antérieures et à analyser les gaz et les percolats sur une base mensuelle régulière".

Le 2 août 1978, à la suite d'une modification de contrat, les chercheurs ont été tenus d'évaluer le degré de toxicité du percolat pour les poissons (*Salmo gairdneri*) et les daphnies (*D. pulex*). À cette fin, les analyses suivantes ont été effectuées: l'évaluation par la méthode de régression de la toxicité en rapport avec les données sur les teneurs des effluents et l'analyse comparative des résultats de trois types de tests de toxicité, soit des essais biologiques normalisés en milieu statique sur les poissons, des dosages biologiques de la teneur en oxygène résiduel et des essais biologiques sur les daphnies. Le rapport d'étude a été publié le 31 août 1978 et l'on peut en obtenir un exemplaire (Cameron et coll., 1978b) en écrivant à la Direction des déchets du Service de la protection de l'environnement.

Afin de satisfaire entièrement aux exigences du contrat modifié, une deuxième série d'essais biologiques comparatifs a été effectuée en mars 1979 à la suite des études de "désorption". Les résultats de ces essais peuvent également être obtenus en écrivant à la Direction des déchets.

2 INSTALLATIONS DE LABORATOIRE

Comme il s'agit de la suite d'une étude, les détails des installations comportant le lysimètre et de leur fonctionnement, présentés dans un rapport antérieur ne feront l'objet que d'un résumé. La figure 1 présente un schéma du montage de laboratoire constitué d'un lysimètre muni d'un compteur à gaz (type humide) (modèle Alexander Wright M809LT) et illustre la technique d'échantillonnage du percolat. La composition des résidus urbains solides est donnée au tableau 1 et l'analyse des matières de fosses septiques, au tableau 2. Les variables de fonctionnement du lysimètre (tableau 3) ainsi que les analyses des échantillons de percolat (tableau 4) ont été identiques à ceux de la première étude. Les échantillons prélevés quotidiennement étaient combinés et emmagasinés à une température de 2 °C; ils étaient soumis à des analyses mensuelles régulières.

Les techniques d'analyse utilisées sont présentées dans le rapport du SPE 4EC-82-7F intitulé *Toxicité des eaux de lessivage des décharges contrôlées*; seules ont différé celles qu'on a utilisées pour l'analyse de l'azote et du phosphore totaux (qui ont été analysés par auto-analyseur selon la méthode de Kjeldahl). L'analyse des métaux a été faite à l'aide d'un spectrophotomètre à absorption atomique à double faisceau Jarrel Ash modèle 8/0. Au besoin, le volume des échantillons a été réduit jusqu'à 10 fois par évaporation. Un séparateur de gaz Fisher Hamilton modèle 29 a été utilisé pour l'analyse des gaz.

À la fin du contrat initial, les études sur la libération des polluants ont été prolongées pendant environ 19 mois; le rassemblement des données fournies par les lysimètres sur les résidus/matières de fosse septique s'est étendu ainsi sur environ 1064 jours. (Pour obtenir les données intégrales sous forme de graphiques, on peut écrire à la Direction des déchets du Service de la protection de l'environnement. Comme au tableau 5, l'information est présentée en 4 sections.)

Tableau 1 Composition des résidus urbains solides dans le lysimètre (0,38 m d'épaisseur)

Catégorie	Masse (kg)	(lb)	% du total	% d'humidité
Carton	0,87	(1,92)	5,55	5,64
Papier mécanographique	0,96	(2,11)	6,12	4,52
Papier journal	1,91	(4,22)	12,18	6,56
Livres et revues	1,37	(3,03)	8,73	4,65
Autres papiers d'utilisation domestique*	2,40	(5,30)	15,31	21,56
Textiles	0,56	(1,23)	3,57	3,93
Bois	0,74	(1,63)	4,72	11,28
Verre	1,10	(2,42)	7,02	1,0**
Métal	1,35	(2,98)	8,61	2,0**
Déchets de jardin	1,55	(3,42)	9,89	69,23
Déchets de cuisine organiques	1,86	(4,11)	11,87	59,82
Poussières et fines	0,22	(0,48)	1,40	14,13
Plastique, caoutchouc et cuir	0,66	(1,45)	4,21	5,0**
Pneus	0,13	(0,28)	0,83	2,4
Total	15,68	(34,58)	100,00	Moyenne pondérée 20,40 %

* Papier à lettre, papier absorbant, vaisselle jetable, papier couché et papier brun

** Pourcentage d'humidité estimé

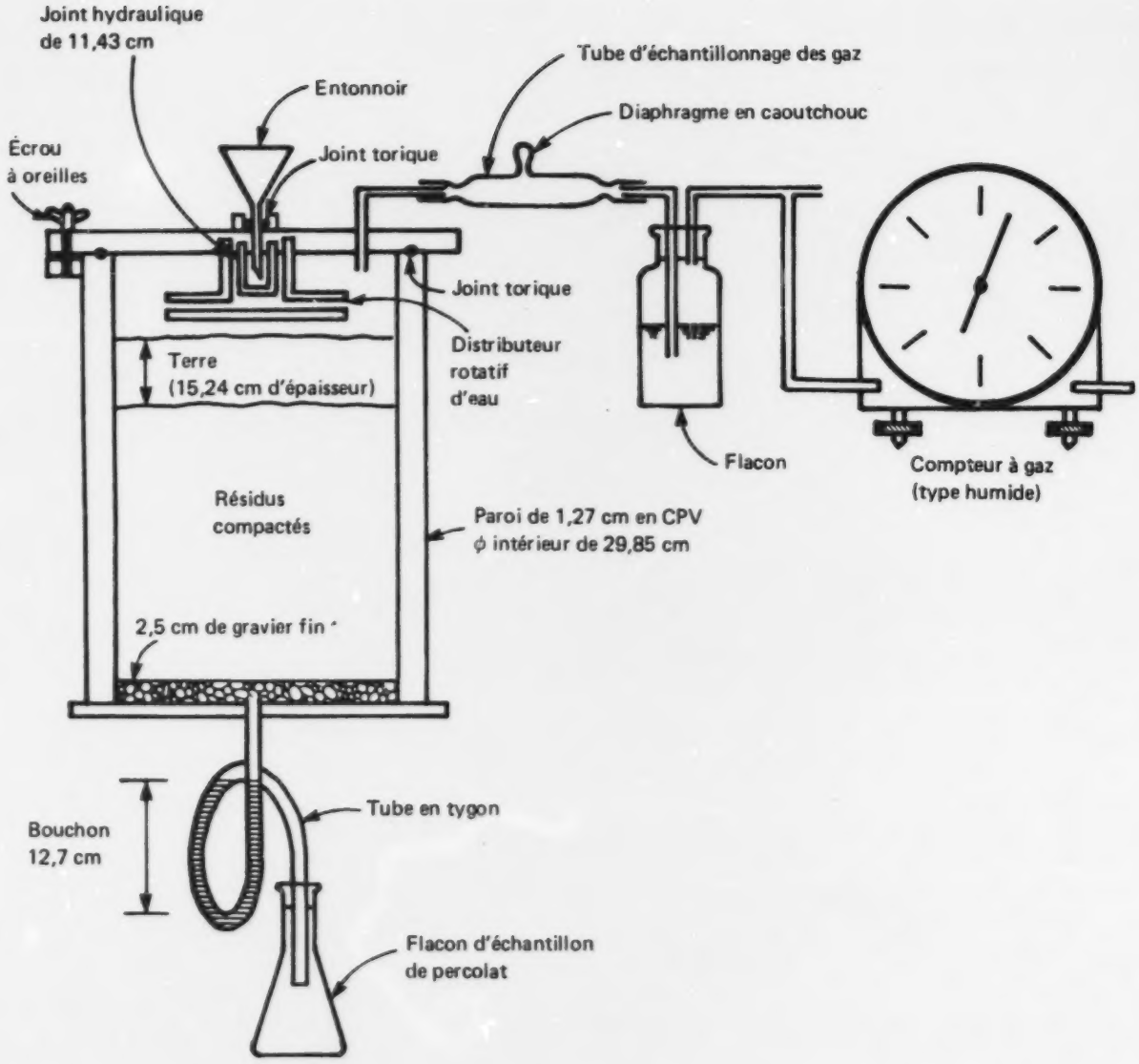

Figure 1 Schéma du montage de laboratoire comportant un lysimètre muni d'un compteur à gaz (type humide)

Tableau 2 Composition des matières de fosses septiques

Constituant	Teneur	
	mg/l	mg/kg matières solides sèches
DBO_5	8 300	277 100
DCO	10 700	355 300
Carbone total	2 200	72 700
COT	2 100	69 400
CIT	100	3 330
Résidus totaux	30 000	
Résidus volatils	24 000	
Cap. de neut. d'acide (pH 4,2)	23,2 meq/l	
Cap. de neut. des bases (pH 8,3)	7,3 meq/l	
Couleur réelle	350 (APHA)	
Acides volatils	280	9 200
Conductivité	1 205 (µS/cm)	
pH	6,6	
Al	190	6 370
B	0,89	30
Ba	4,0	133
Ca	750	25 000
Cd	0,15	5,0
Cl	31,7	1 060
Cr	0,66	22
Cu	23,8	794
F	< 0,05	< 1,7
Fe	200	6 740
K	27	900
Mg	65	2 170
Mn	2,82	94,0
N total (sous forme de N)	1 410	47 100
NO_3-N (sous forme de N)	< 0,2	< 6,7
NH_3-N (sous forme de N)	130	4 200
Na	41	1 370
Ni	0,60	20
P total (sous forme de P)	290	9 700
Pb	12,4	413
Se	0,54	18
Si	70	2 370
SO_4	8,8	293
Zn	22	730
Composés de type tanin	140	4 500
Coliformes totaux (NPP/100 ml) $4,6 \times 10^7$		
Coliformes fécaux (NPP/100 ml) $2,4 \times 10^6$		

Tableau 3 Variables de fonctionnement des lysimètres

Profondeur des résidus (m)	Additions de MFS, en mg de solides/kg de résidus urbains (% en poids)					
	0 (0 %)	5 380 (0,54 %)	8 955 (0,90 %)	12 560 (1,26 %)	16 135 (1,61 %)	19 710 (1,97 %)
0,38	Lys. n° 0	Lys. n°s 1 et 8*	Lys. n° 4	Lys. n° 5	Lys. n°s 6 et 9*	Lys. n° 7
0,76		Lys. n° 2				
1,14		Lys. n° 3				

* Tous les lysimètres ont reçu un apport net annuel d'eau pluviale de 381 mm, à l'exception de ceux qui sont identifiés par un astérisque: ces derniers ont reçu 1 143 mm d'eau pluviale.

Tableau 4 Analyses effectuées

pH	Azote total	Calcium
Conductivité	Phosphore total	Magnésium
Chlorure	Capacité de neutralisation des bases	Cadmium
Fer	Capacité de neutralisation de l'acide	Chrome
DBO_5	Résidus totaux	Plomb
DCO	Résidus volatils	Nickel
COT	Couleur	Zinc
	Composés de type tanin	Gaz (CH_4, CO_2, N_2, O_2)

Tableau 5 Liste des sections

Section	N°s des lysimètres	Comparaison des données
1	0, 1, 4, 5, 6, 7	Augmentation des MFS; 381 mm d'eau pluviale
2	1, 8	Augmentation d'eau pluviale; 5 380 mg de MFS
	6, 9	Augmentation d'eau pluviale; 16 135 mg de MFS
3	1, 2, 3	Augmentation de l'épaisseur de résidus
4	1, 7, 8	Production de gaz

3 RÉSULTATS ET ANALYSE

Étant donné que l'objet principal de l'étude consistait à examiner les possibilités d'entraînement des polluants à l'aide des lysimètres qui avaient été utilisés antérieurement pendant une période continue de 480 jours, le présent rapport ne traitera que des dernières étapes de la collecte des données. L'analyse intégrale des résultats de l'étude antérieure a été présentée par Cameron et coll. (1978a).

Aux fins de l'analyse, les données recueillies ont été classées de la façon suivante: a) effets de l'addition de matières de fosses septiques (lysimètres nos 0, 1, 4, 5, 6, 7); b) effets de l'augmentation des précipitations (lysimètres nos 1, 8, 6 et 9); c) effets de l'augmentation de l'épaisseur des résidus (lysimètres nos 1, 2, 3); d) production de gaz (lysimètres nos 1, 7 et 8).

Les résultats et leur analyse accompagnent chaque groupe de données. En raison du grand nombre de données recueillies au cours des études, seuls les renseignements qui illustrent des tendances représentatives ou des caractéristiques particulières seront donnés dans le corps du rapport.

3.1 Effets de l'addition de matières de fosses septiques

Cette série d'expériences a permis de démontrer qu'aucun rejet notable de polluants ne s'est produit dans aucun lysimètre, ni dans le cas des métaux, ni dans le cas des polluants organiques. La qualité du percolat ne présentait aucune trace de détérioration depuis les études antérieures, ce qui indique que les polluants présents dans les résidus sont demeurés en place, qu'ils n'ont pas été "désorbés". Cependant, il faut tenir compte du fait que la période d'étude des rejets (qui a été prolongée pendant 580 jours seulement) était plutôt brève. En outre, il faut interpréter ce résultat avec prudence étant donné que les lysimètres semblaient mettre en évidence une modification de l'activité biologique, ce qui constitue peut-être un signe avant-coureur d'une altération éventuelle de la qualité du percolat.

Depuis le rapport antérieur, la qualité du percolat de tous les lysimètres s'était améliorée de façon constante. Les teneurs dans le cas de la plupart des polluants continuaient à diminuer de façon notable comme le révèle la courbe de la DBO_5, qui est caractéristique de la tendance générale (figure 2). Dans le cas de certains métaux, comme le plomb, les teneurs sont même passées à des valeurs non décelables (figure 3). Les courbes de masse cumulée appuient également l'observation selon laquelle aucune masse supplémentaire ne s'est libérée. Signalons particulièrement la rétention d'une quantité considérable de phosphore, d'azote et de plomb, comme l'illustre le changement continu de la pente des courbes de masse cumulée (figure 4, 5 et 6). Dans presque tous les cas, la masse des rejets de ces éléments était minimale et la masse cumulée a atteint un plateau à des valeurs considérablement inférieures aux charges cumulatives provenant des seules matières de fosses septiques. Ces valeurs sont représentées par les zones hachurées des courbes de masse cumulée.

Le fer du percolat des lysimètres nos 0, 1, 4 et 6 et le zinc du percolat du lysimètre no 5 (figures 7 et 8) n'ont pas suivi la tendance générale: ils sont demeurés à des teneurs relativement constantes alors que les teneurs en fer du percolat du lysimètre no 4 présentaient des augmentations périodiques. Ces deux polluants ont été les seuls à demeurer à des teneurs inhabituellement élevées. Cela était peut-être dû aux faits que soit les points de liaison, soit l'absorption biologique, soit les deux avaient atteint un point de saturation dans le cas de ces polluants. Cependant, en général, les conclusions établissaient que les composés qui s'étaient fixés au départ au contenu

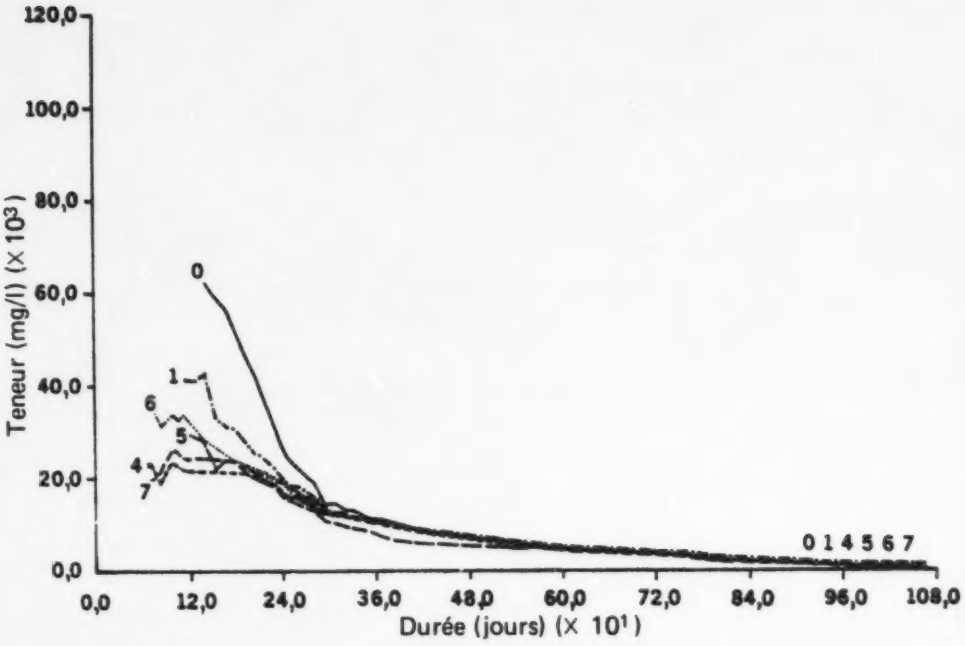

Figure 2 DBO_5 en fonction du temps; addition de MFS dans les lysimètres nos 0, 1, 4, 5, 6, 7

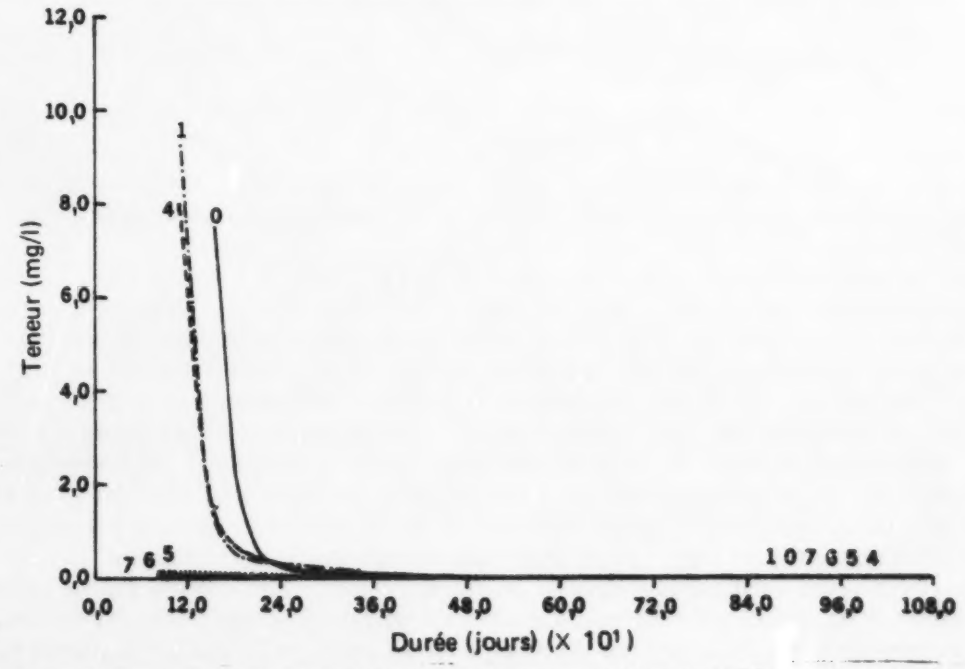

Figure 3 Teneurs en plomb en fonction du temps; addition de MFS dans les lysimètres nos 0, 1, 4, 5, 6, 7

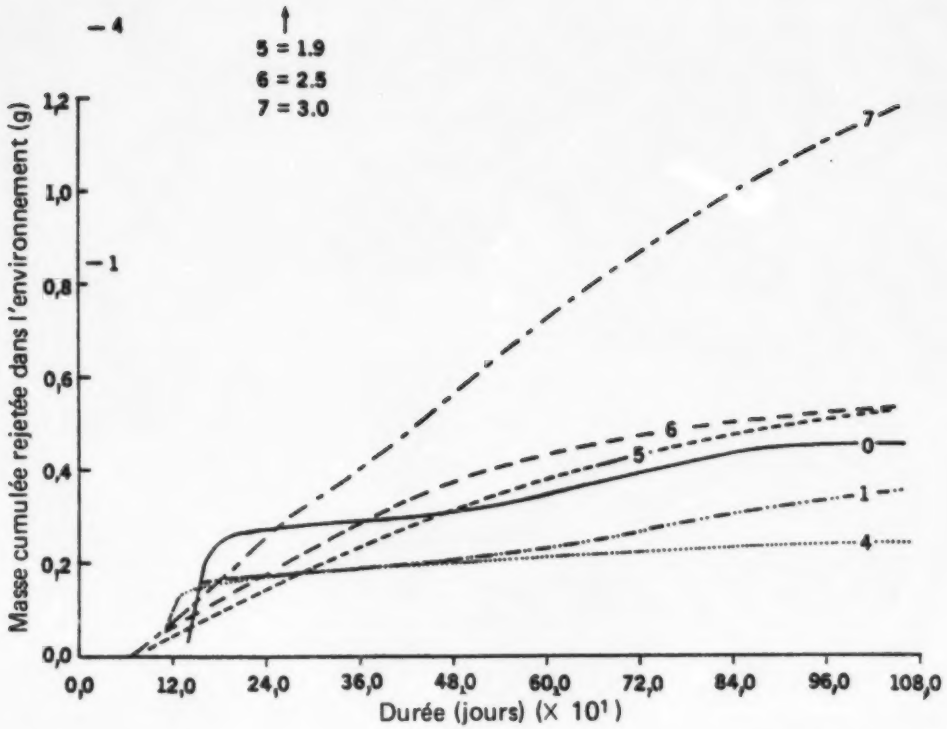

Figure 4 Masse du phosphore total en fonction du temps; addition de MFS dans les lysimètres nos 0, 1, 4, 5, 6, 7

du lysimètre y sont restés sous forme de composés inorganiques ou de complexes organiques. Dans la plupart des cas, l'augmentation des charges de matières de fosses septiques semblait favoriser ce processus.

Les mécanismes à l'origine de la fixation des polluants dans les résidus n'ont pas encore été nettement déterminés. Certains facteurs révèlent que la fixation est de nature organique. Ce phénomène est sans doute dû soit à la formation de complexes organiques et, peut-être, de produits extracellulaires résultant de l'activité bactérienne (p. ex. des sels d'acides volatils), soit à l'absorption directe intracellulaire des métaux, due à l'activité bactérienne. En ce qui concerne cette dernière possibilité, les études récentes de Hayes et de Theis (1978) sur la décomposition anaérobie ont permis de déterminer que l'accumulation totale de métaux dans les boues s'effectue directement par absorption intracellulaire des métaux dans la masse cellulaire dans une proportion de 30 à 60 p. cent. Au cours de leurs études, ces auteurs ont déterminé que la formation de sels insolubles ne constituait pas un mécanisme important d'élimination des métaux.

Les phénomènes mentionnés ci-dessus ont des répercussions fort importantes sur les effets à long terme de la fixation des métaux. Par exemple, la simple désagrégation des cellules, qui s'effectue inévitablement à la mort des bactéries, pourrait entraîner le rejet de substances fixées, ce qui risquerait alors de provoquer des augmentations marquées des teneurs en métaux du percolat. Signalons, par exemple, la différence massique du plomb dans le percolat du lysimètre

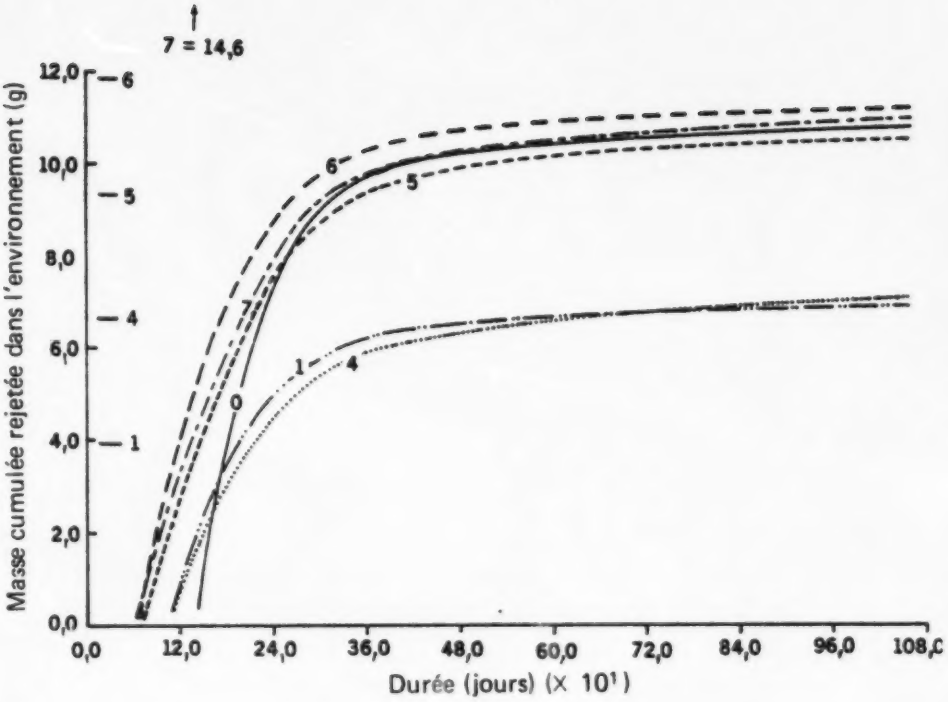

Figure 5 Masse de l'azote total en fonction du temps; addition de MFS dans les lysimètres nos 1, 4, 5, 6, 7

no 7 à fortes charges de MFS et dans celui du lysimètre no 0 sans addition de MFS. Cette différence est d'environ 0,014 g. Le lysimètre no 7 a reçu 0,128 g de plomb de plus que le lysimètre no 0 en raison de l'addition de MFS. Dans ce cas, la désagrégation des cellules pourrait entraîner un rejet maximal de 0,14 g de plomb, une quantité équivalant à 200 fois les rejets dans ce lysimètre jusqu'à ce jour.

D'après les données sur les gaz et le pH du percolat, une réduction de l'activité biologique semble s'être produite vers la fin du projet dans les lysimètres nos 1, 6 et 9.

Étant donné que l'activité biologique peut être directement ou indirectement responsable de la rétention des polluants dans les résidus, toute diminution de l'activité risque d'entraîner une détérioration de la qualité du percolat. Ce phénomène mérite en soi d'être étudié plus en profondeur.

En vue de déterminer la nature de l'activité biologique dans chaque lysimètre, des mesures des teneurs en acides volatils ont été faites environ deux mois après les tests sur la libération des polluants (tableau 6). Selon les résultats, plusieurs lysimètres présentaient de faibles teneurs en acides volatils, ce qui indique une activité restreinte chez les agents formateurs d'acides volatils.

En outre, d'après les mesures de gaz dans le lysimètre no 1, il y avait une réduction correspondante de la production au cours de la même période, sauf dans le cas de la fraction de méthane. Dans le lysimètre no 7 à fortes charges de MFS, aucune réduction de la production

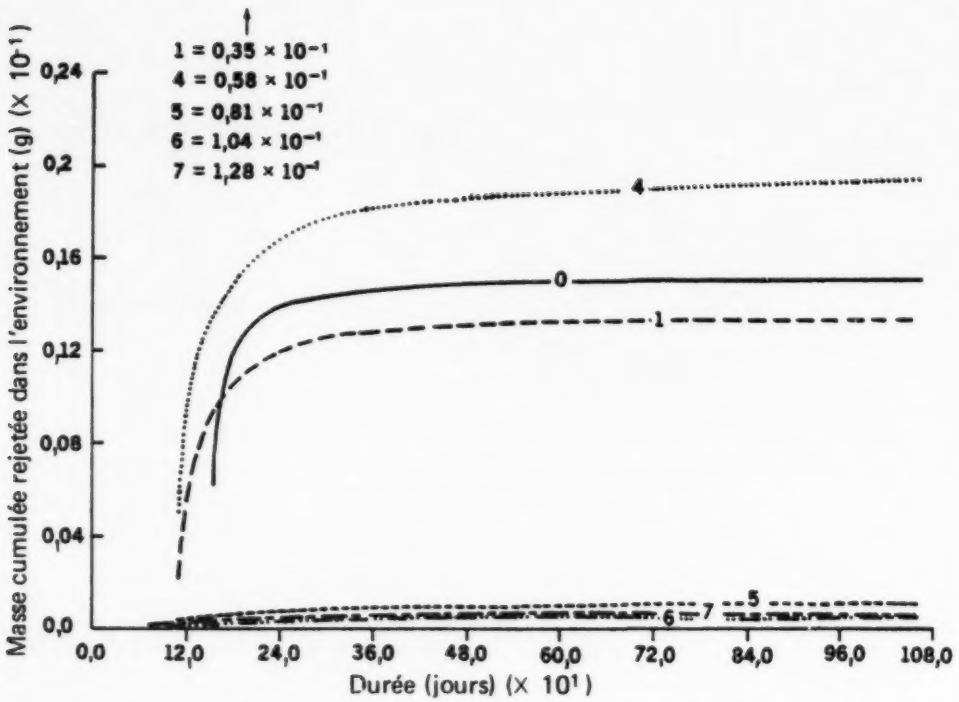

Figure 6 Masse du plomb en fonction du temps; addition de MFS dans les lysimètres nos 0, 1, 2, 4, 5, 6, 7

de gaz n'a été constatée. Malheureusement, faute de données sur la production de gaz des autres lysimètres du groupe auquel on a ajouté des MFS, aucune comparaison n'a été établie entre les lysimètres.

Bien que les observations soient insuffisantes, elles constituent une preuve préliminaire du fait que l'activité biologique commençait peut-être à diminuer dans plusieurs lysimètres, sans doute en raison de la limitation de la biomasse par le substrat. Compte tenu de la durée de l'étude, il a été impossible de prévoir les répercussions de la réduction de l'activité biologique. En fait, les résultats finaux de l'étude n'ont pas permis de déterminer nettement s'il y avait eu une diminution significative de l'activité biologique. Vers la fin de l'étude, le pH du percolat de plusieurs lysimètres commençait à augmenter. Par exemple, environ 200 jours après la fin de l'étude (figure 9), une augmentation considérable du pH du percolat a été constatée dans les lysimètres ayant de faibles et moyennes charges de MFS (0, 1, 4). Cette partie de l'étude fera l'objet de recherches plus systématiques au cours des analyses ultérieures des données de la production de gaz.

Il n'a pas été prouvé que la teneur en métal du percolat augmente lorsque l'activité biologique diminue. Lorsque l'activité biologique diminue, d'autres facteurs entrent en jeu. En fait, plusieurs réactions peuvent faire obstacle à la libération de métaux par les bactéries; ainsi en est-il de la libération simultanée de phosphore et de la formation subséquente de phosphates et de pyrophosphates métalliques insolubles, ainsi que de la précipitation accrue des complexes métal-

Tableau 6 Données sur les acides volatils

Lysimètre n°	Acide volatil (mg/l sous forme d'acide acétique)
0	600
1	<50
2	3000
3	6000
4	700
5	900
6	<50
7	900
8	500
9	<50

Limite de détection : 50 mg/l

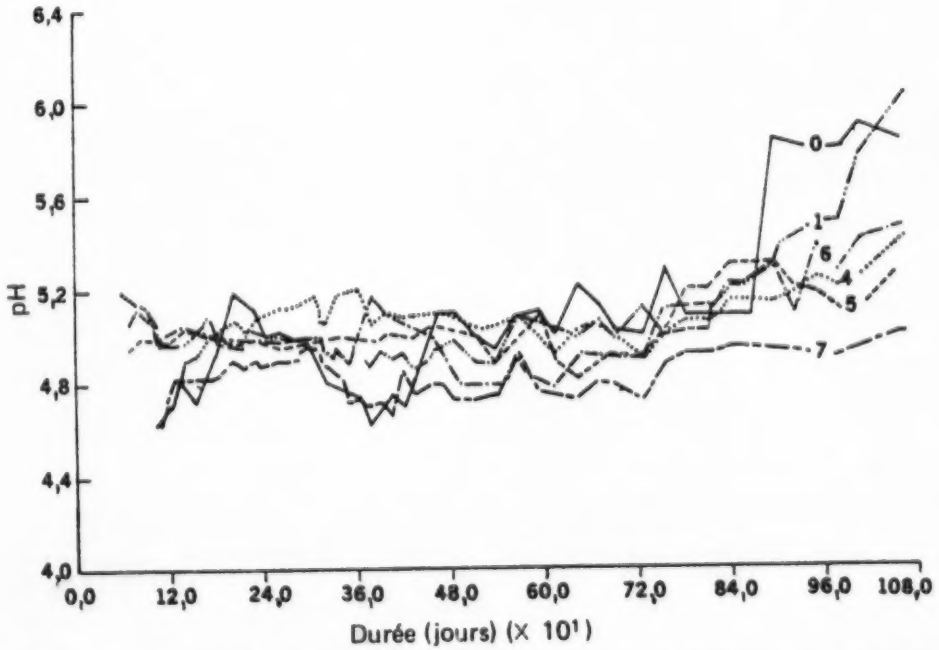

Figure 9 pH en fonction du temps; addition de MFS dans les lysimètres nos 0, 1, 4, 5, 6, 7

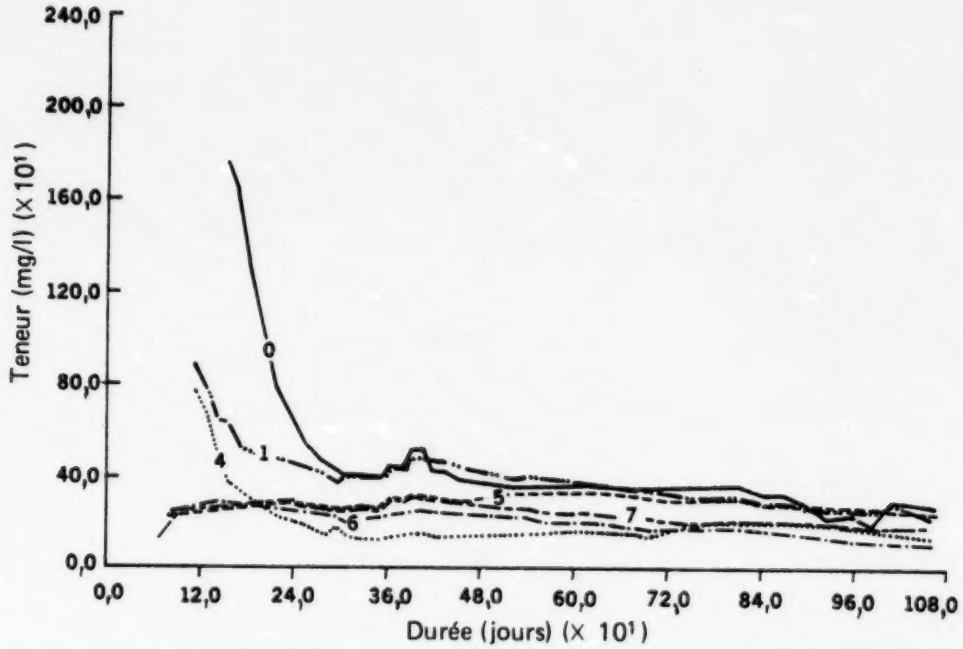

Figure 7 Teneur en fer en fonction du temps; addition de MFS dans les lysimètres nos 0, 1, 4, 5, 6, 7

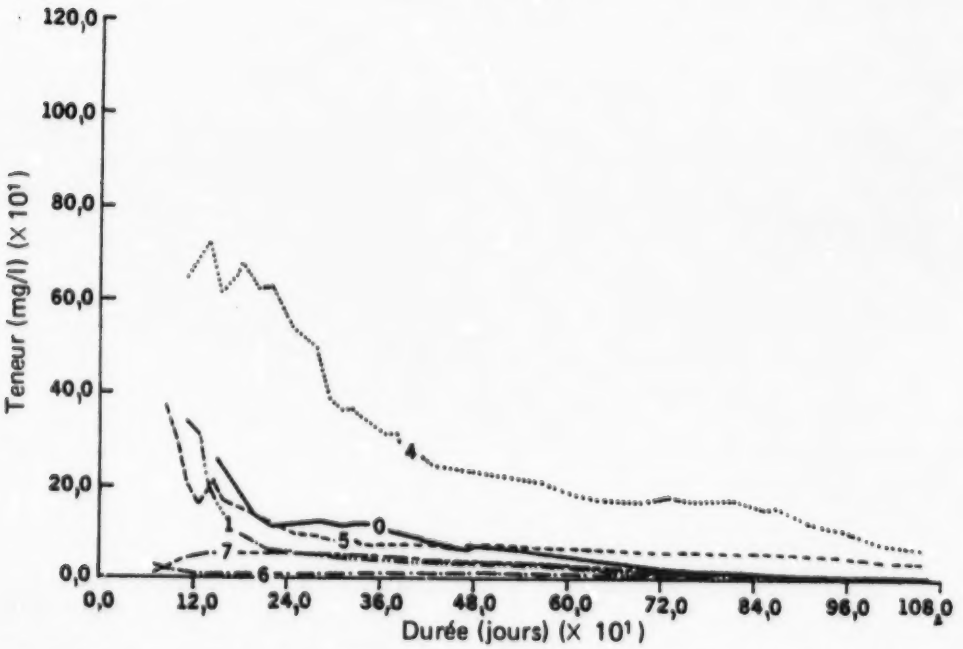

Figure 8 Teneur en zinc en fonction du temps; addition de MFS dans les lysimètres nos 0, 1, 4, 5, 6, 7

liques par suite de l'augmentation du pH. Les données présentées ne permettent pas de mesurer les effets de ces réactions, compte tenu de la courte durée de l'expérience.

De façon générale, la conclusion qui se dégage des résultats des expériences, c'est que les polluants retenus par le contenu des lysimètres sont demeurés liés dans les résidus et n'ont pas été entraînés dans le percolat. En général, la qualité du percolat a continué à s'améliorer pendant toute la durée des études sur les rejets, sauf en ce qui concerne les teneurs en fer et en zinc. Cependant, vu la brièveté de la période sur laquelle ont porté les analyses, rien ne prouve que cette tendance se maintiendra indéfiniment.

3.2 Effets de l'augmentation des précipitations

Les effets de l'augmentation des précipitations à deux différentes charges de MSF ont été étudiés dans les lysimètres nos 1 et 8, ainsi que 6 et 9. Les lysimètres nos 1 et 8 comportaient de faibles charges de MFS et les lysimètres nos 6 et 9, de fortes charges. L'intensité pluviale était élevée dans les lysimètres nos 8 et 9 (1143 mm en comparaison de 381 mm dans les autres lysimètres). Une fois de plus selon les résultats de cette série d'expériences, non seulement aucune libération de polluants n'a été constatée dans les lysimètres, mais il y avait même une amélioration constante de la qualité du percolat. En résumé, ces données étayaient les résultats des recherches antérieures concernant l'addition des matières de fosses septiques (Cameron et coll., 1978a),c'est-à-dire que l'augmentation des précipitations permettait de réduire les teneurs maximales mais provoquait une augmentation de la masse totale des rejets de polluants. L'addition de charges accrues de MFS à de fortes intensités pluviales provoquait la diminution des teneurs maximales ainsi que la réduction de la masse totale des rejets; cependant, l'addition de MFS était alors moins efficace que lorsque l'intensité pluviale était faible.

Toutes les teneurs en polluants présentaient une baisse constante dans le percolat des lysimètres soumis à une faible intensité pluviale, une faible charge de MFS et une forte charge de MFS (nos 1, 6 et 9). Un exemple type de cette tendance est illustré par la courbe de la DBO_5 (figure 10). Le percolat du lysimètre no 8 (faible charge de MFS; fortes précipitations) mettait en évidence une baisse des teneurs dans le cas de presque tous les polluants; faisaient exception le fer, le carbone, la DCO, la DBO, le phosphore et le magnésium, dont les teneurs sont demeurées relativement constantes pendant l'ensemble de l'étude (voir figure 11 à titre d'exemple type). Le pH du percolat de tous les lysimètres, sauf celui du no 8, présentait une augmentation marquée (figure 12). Par contraste, le pH du percolat du lysimètre no 8 a continué à diminuer graduellement. Ces données ont suivi le même *pattern*, étant donné qu'uniquement le bassin dont le percolat comportait un excédent de composants (dont certaines matières nutritives) ne présentait aucune augmentation de pH et, vraisemblablement, aucune diminution de l'activité biologique. Cette interprétation des résultats est étayée par les données sur les acides volatils et la production de gaz des lysimètres nos 1 et 8.

Au cours des études, les faibles valeurs de pH du percolat du lysimètre no 8 n'étaient pas dues à l'augmentation de la teneur en CO_2 dissous comme il avait été constaté au cours des recherches antérieures (Cameron et coll., 1978a). Les teneurs en CIT du percolat du lysimètre no 8 étaient passées à des valeurs comparables à celles qui avaient été mesurées dans les autres lysimètres au même moment. Les chercheurs n'ont pu déterminer les raisons pour lesquelles les variables du lysimètre no 8 étaient si différentes de celles des autres lysimètres et ils ne peuvent que supposer que la composition initiale du contenu des lysimètres était très différente.

Bref, en ce qui a trait au rendement global des lysimètres correspondant à des taux de précipitations croissants, aucune libération des polluants n'a été observée et la qualité du percolat

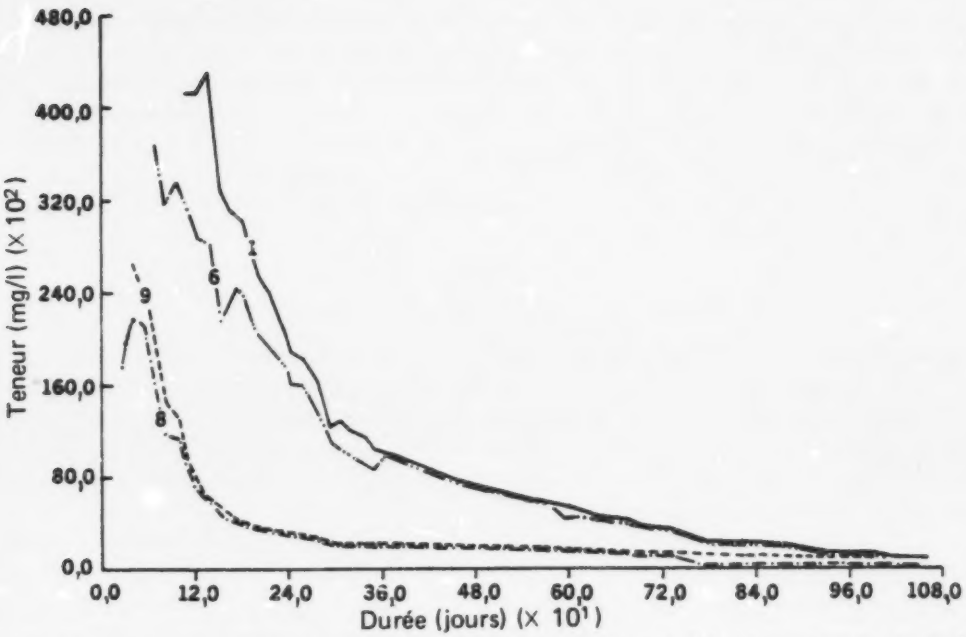

Figure 10 DBO_5 en fonction du temps; augmentation des précipitations dans les lysimètres nos 1, 6, 8, 9

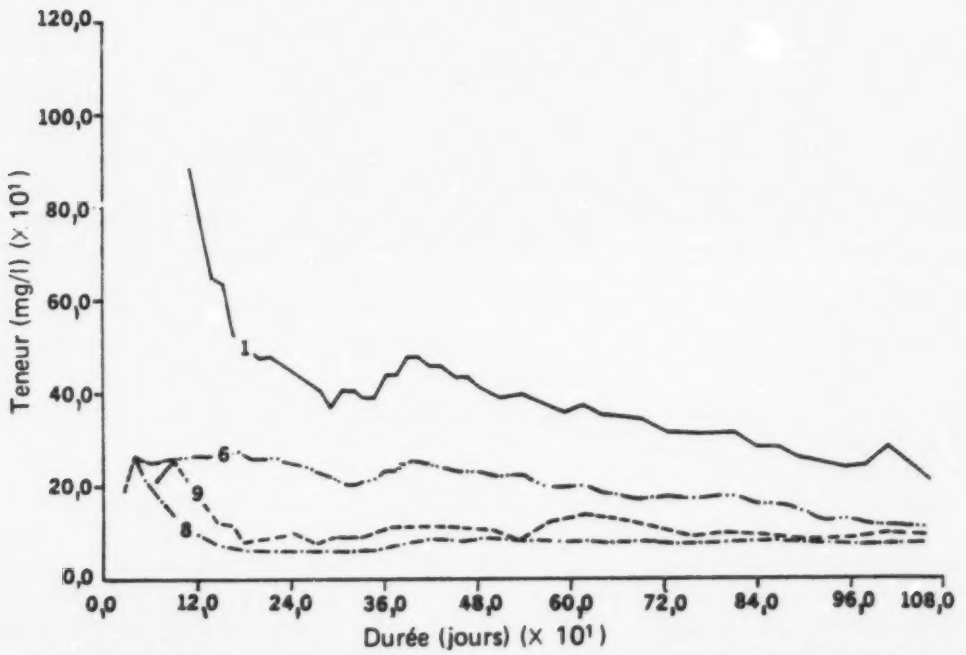

Figure 11 Teneur en fer en fonction du temps; augmentation des précipitations dans les lysimètres nos 1, 6, 8, 9

présentait une amélioration continue. En ce qui concerne les lysimètres étudiés dans les autres sections, en général, ils mettaient en évidence des modifications de l'activité biologique, d'où l'impossibilité de prévoir si la qualité du percolat continuerait à s'améliorer indéfiniment.

3.3 Effets de l'augmentation de l'épaisseur des résidus

Les données des lysimètres nos 1, 2 et 3 ont été utilisées pour étudier les effets de l'augmentation de l'épaisseur de résidus sur la qualité du percolat. Encore une fois, aucun rejet particulier de métal n'a été observé. Sur le plan de la teneur en métal, la qualité du percolat a présenté une amélioration continue pendant l'ensemble de l'étude. La diminution des teneurs en nickel constitue un exemple type (figure 13) du processus.

Les teneurs en zinc du percolat du lysimètre no 3 n'ont pas suivi la tendance générale: elles sont demeurées relativement élevées de façon assez constante (lysimètre no 3: 45 mg/l; lysimètre no 2: 25 mg/l) (figure 14). Ces lysimètres avaient été soumis à de faibles ou moyennes charges de MFS, ce qui étayait les résultats des recherches antérieures, à savoir que les faibles charges de MFS nuisaient à la fixation des métaux (Cameron et coll., 1978a).

Les teneurs élevées en zinc étaient sans doute attribuables à l'épaisseur de résidus, qui était elle-même fonction de facteurs d'échelle de durée. La réduction des teneurs maximales, ainsi que l'augmentation des valeurs résiduelles du percolat, était proportionnelle à l'épaisseur de résidus à tout moment donné. L'augmentation de la pente des courbes des teneurs avec l'augmentation de l'épaisseur de résidus a été étudiée de façon plus approfondie par Cameron et coll., 1978a. En termes simples, les plus longues durées associées à l'épaisseur accrue de résidus permettent d'évaluer de façon plus réaliste les effets des décharges réelles, tandis qu'une faible épaisseur simule un vieillissement accéléré. Toutefois, cette hypothèse comporte des faiblesses qui feront l'objet d'une étude ultérieure, principalement en raison du fait que les différences d'épaisseur de résidus entraînent des modifications de l'activité biologique.

Selon l'observation de la masse des rejets de zinc des lysimètres nos 1, 2 et 3, bien que les teneurs en zinc des résidus des lysimètres nos 2 et 3 aient été plus élevées, la masse cumulée normalisée des rejets était tout de même moins élevée que dans le cas du lysimètre à moindre épaisseur de résidus (no 1), comme l'indique la figure 15. D'après les taux de rejet vers la fin de l'étude, cet équilibre relatif semblait stable.

Les teneurs en polluants organiques mettaient également en évidence une réduction, comme dans le cas de la DBO_5 (figure 16). Les teneurs en phosphore dans le flacon du lysimètre no 3 ont fait exception à la règle (voir figure 17): elles ont quintuplé entre le 480e jour et le 1064e jour. Selon ces observations, comme dans le cas du zinc, le phosphore du lysimètre no 3 ne semble pas avoir été retenu ni s'être fixé à la même vitesse qu'auparavant. Les données de masse cumulée permettent de déterminer la vitesse de rejet du phosphore de ce lysimètre (figure 18). Au cours des étapes finales des expériences, la vitesse de rejet dans les flacons était considérablement plus élevée pour les lysimètres nos 2 et 3 que pour le lysimètre no 1. En fait, dès la fin de l'étude, les rejets cumulés du lysimètre no 2 avaient déjà dépassé les valeurs du lysimètre no 1. Selon une prévision basée sur la vitesse accrue de rejet du lysimètre no 3, ce dernier aurait également rejeté plus de phosphore par unité de résidu sec que le lysimètre no 1, à la suite d'une période supplémentaire d'environ 80 à 100 jours. Ainsi, les rejets de phosphore n'ont pas suivi la tendance générale de tous les autres paramètres selon laquelle l'augmentation de l'épaisseur de résidus entraîne une réduction des teneurs dans les percolats. En ce qui concerne l'apparition des rejets dans le percolat, compte tenu de l'augmentation de l'épaisseur des résidus, les rejets

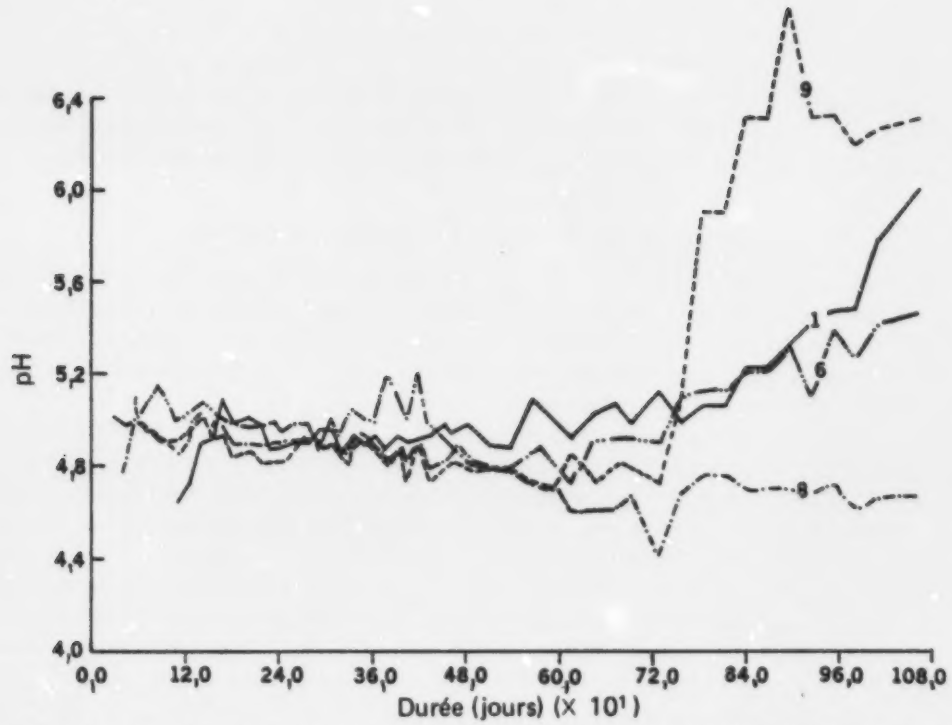

Figure 12 pH en fonction du temps; augmentation des précipitations dans les lysimètres nos 1, 6, 8, 9

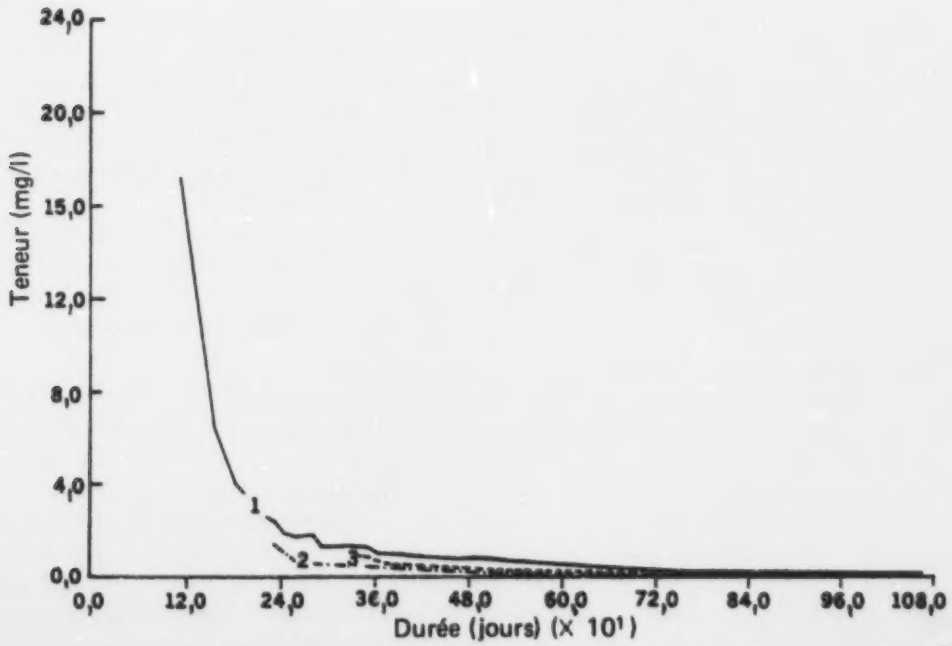

Figure 13 Teneur en nickel en fonction du temps; augmentation de l'épaisseur des résidus dans les lysimètres nos 1, 2, 3

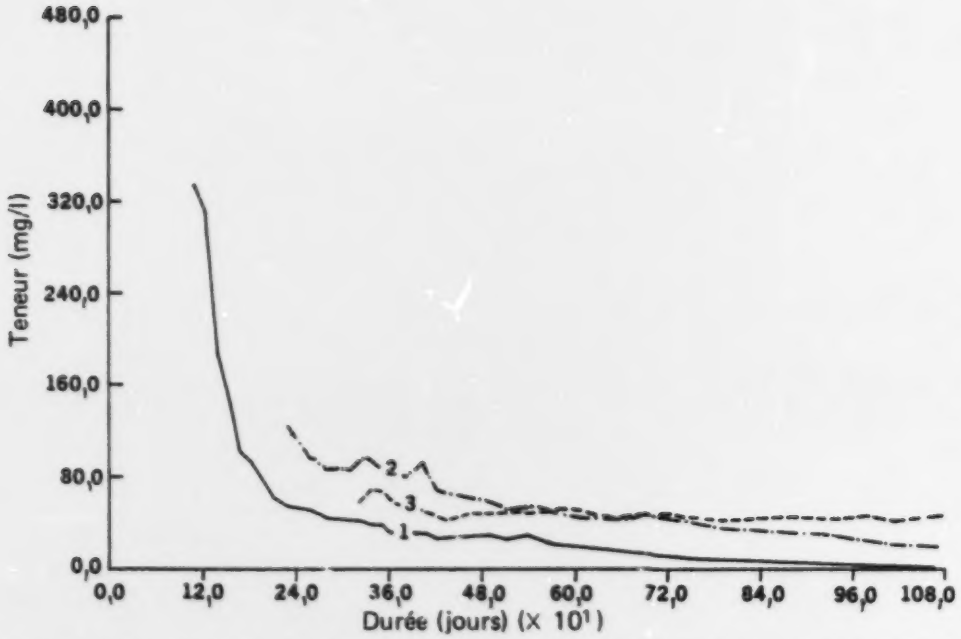

Figure 14 Teneur en zinc en fonction du temps; augmentation de l'épaisseur de résidus dans les lysimètres nos 1, 2, 3

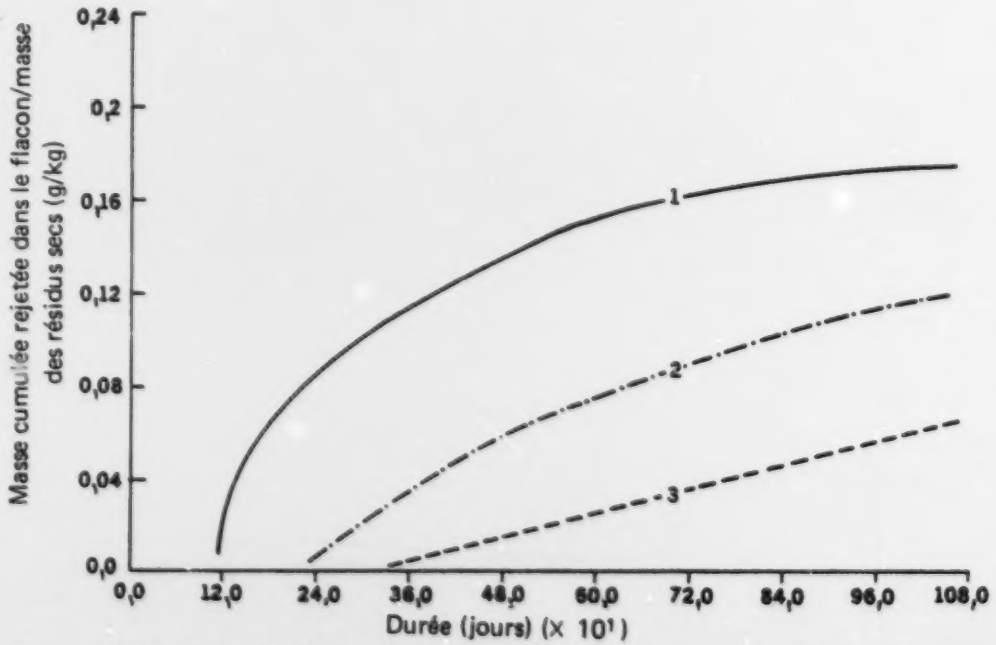

Figure 15 Masse du zinc/résidus secs en fonction du temps; augmentation de l'épaisseur de résidus dans les lysimètres nos 1, 2, 3

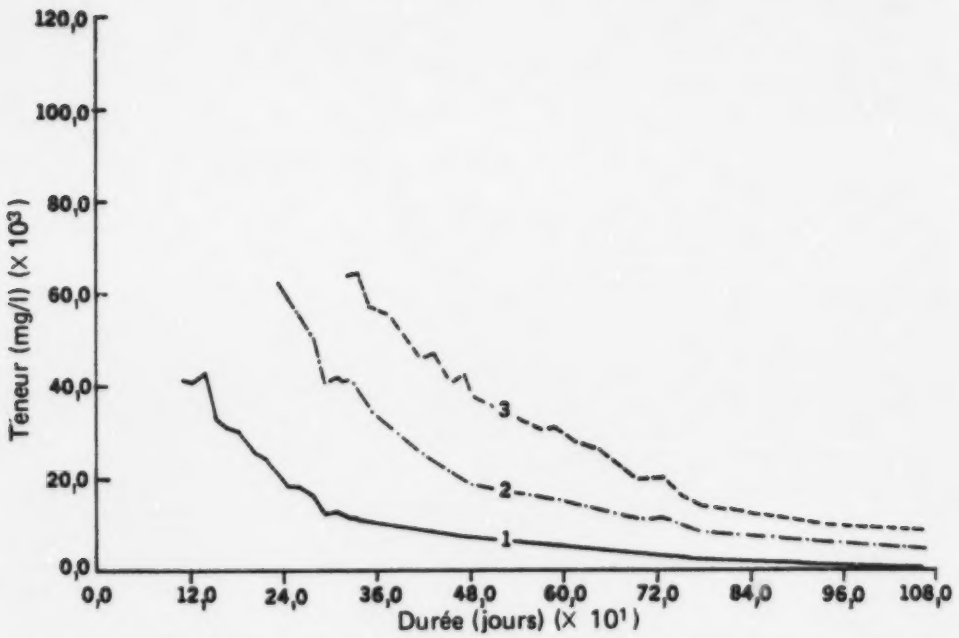

Figure 16 DBO_5 en fonction du temps; augmentation de l'épaisseur de résidus dans les lysimètres n°s 1, 2, 3

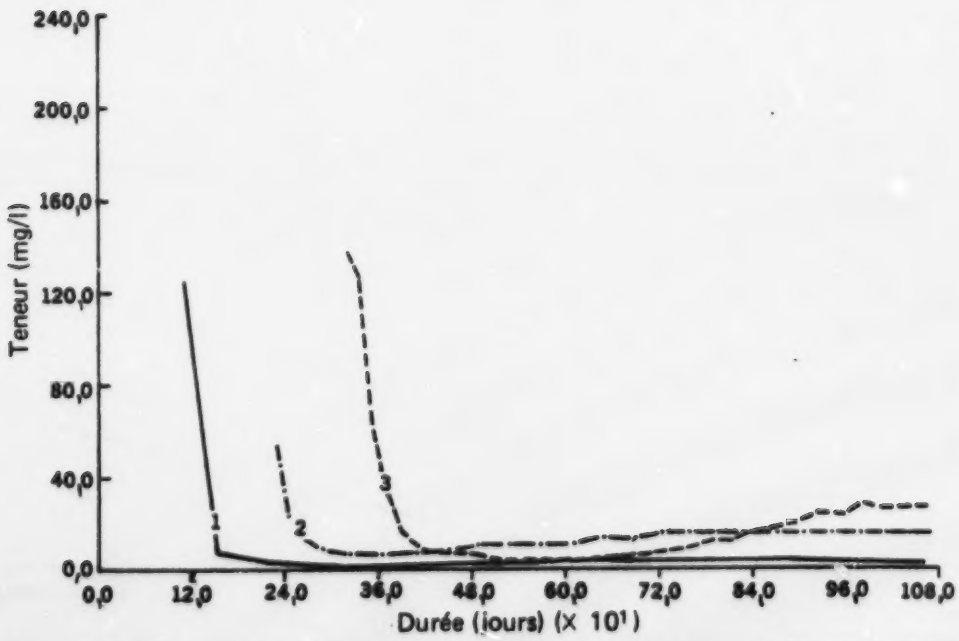

Figure 17 Teneur en phosphore total en fonction du temps; augmentation de l'épaisseur de résidus dans les lysimètres n°s 1, 2, 3

du lysimètre nº 2 ont dépassé les valeurs des rejets du lysimètre nº 1 environ 750 jours après le début de la formation du percolat et les rejets du lysimètre nº 3 n'ont atteint les niveaux du lysimètre nº 1 qu'après 700 jours.

Les différences de qualité de percolat constatées dans le groupe de lysimètres à épaisseur de résidus variable peuvent s'expliquer par des différences dans les systèmes biologiques des lysimètres, qui étaient elles-mêmes dues à l'augmentation de l'épaisseur de résidus. D'après les études antérieures, l'activité biologique était plus marquée dans les lysimètres plus profonds que dans les lysimètres moins profonds (Cameron et coll., 1978a). Il est également probable que la population biologique dans les lysimètres plus profonds présentait des caractéristiques anaérobies plus marquées, soit parce qu'il s'agissait d'un "système" plus vieux (c'est-à-dire formé avant les autres), soit parce que le "système" était mieux protégé contre les influences de l'oxygène atmosphérique. En l'absence de données sur les gaz des lysimètres plus profonds, la théorie selon laquelle il existait une population biologique distincte s'appuie sur le fait qu'aucune augmentation du pH n'a été constatée dans les lysimètres plus profonds, comme le lysimètre nº 1 (figure 19).

De même, l'augmentation des teneurs en phosphore dans le percolat du lysimètre nº 3 pourrait bien être due au fait qu'il y avait un excès de phosphore par rapport à la demande biologique. Ce phénomène peut s'expliquer par l'un des deux mécanismes suivants. Dans le premier cas, les besoins de la biomasse en substances nutritives ont été réduits par rapport aux besoins antérieurs, ce qui a entraîné un excédent de phosphore dans le percolat vers la fin de l'étude. Cette théorie est conforme au développement constant et lent d'une biopopulation anaérobie proportionnellement plus grande, dont les besoins en matières nutritives sont généralement moindres que ceux d'une population aérobie. Dans le second cas, la libération observée serait due au rejet des phosphates excédentaires absorbés antérieurement par la masse cellulaire. Encore une fois, cette explication n'est valable que si les conditions aérobies se sont lentement transformées en conditions anaérobies. En l'absence de mesures particulières des paramètres indicateurs de la bio-activité, comme le potentiel d'oxydo-réduction, il n'est pas possible d'en savoir plus long. L'un ou l'autre des deux mécanismes peut expliquer l'augmentation du phosphore dans le seul percolat du lysimètre nº 3.

Les constantes teneurs élevées en zinc dans le percolat du lysimètre nº 3 étaient peut-être reliées à la libération du phosphore. Il est possible que le zinc ait été fixé à l'excédent de phosphore et rejeté à l'état de phosphate de zinc insoluble ou de pyrophosphate dans le percolat. Vu l'absence d'une information sûre au sujet des espèces métalliques, cette explication n'est qu'une hypothèse.

Bref, les trois lysimètres pour lesquels l'épaisseur de résidus variait ont montré une amélioration générale de la qualité totale du percolat. Seul le lysimètre profond où il y avait libération du phosphore a fait exception à la règle.

3.4 Production de gaz

Outre la surveillance de la qualité du percolat pour l'étude de la libération des polluants, des mesures du débit de gaz ont été faites dans les lysimètres nºs 1, 7 et 8 en vue de déterminer la composition et la production totale de gaz. Ces lysimètres comportent des joints hermétiques qui permettent d'éviter les fuites ou les infiltrations de gaz de l'atmosphère. Par conséquent, tous les gaz produits passaient dans un compteur à gaz, puis dans un échantillonneur.

La production totale de gaz d'aucun des lysimètres n'a atteint les valeurs maximales théoriques prévues. Les figures 20 et 21 présentent les données sur le débit de gaz et le tableau 7, les

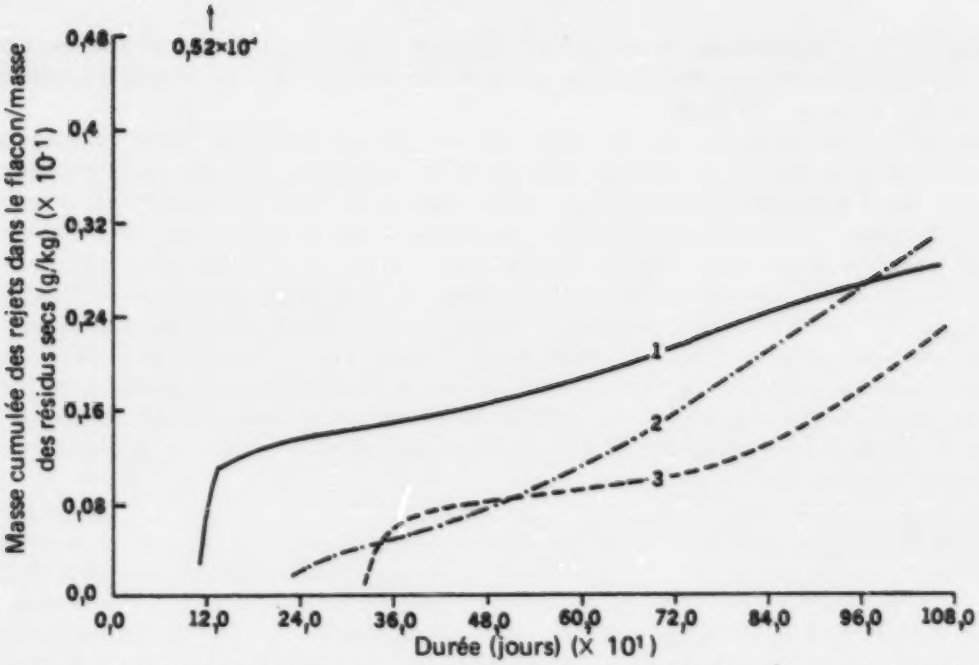

Figure 18 Masse du phosphore total/résidus secs en fonction du temps; augmentation de l'épaisseur de résidus dans les lysimètres n°s 1, 2, 3

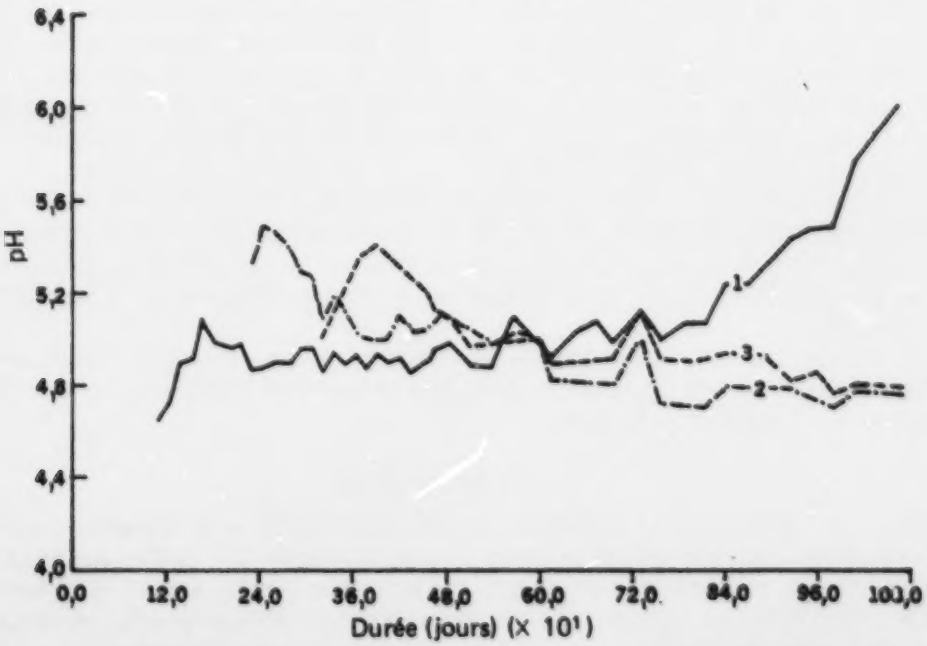

Figure 19 pH en fonction du temps; augmentation de l'épaisseur de résidus dans les lysimètres n°s 1, 2, 3

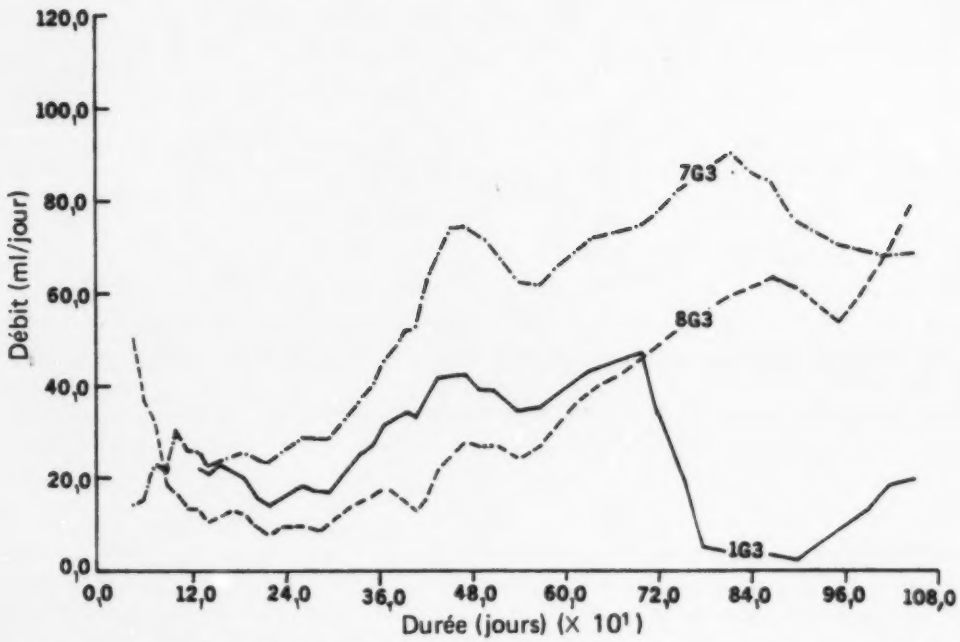

Figure 20 Débit de gaz (ml/jour) en fonction du temps (jours) dans les lysimètres nos 1, 7 et 8

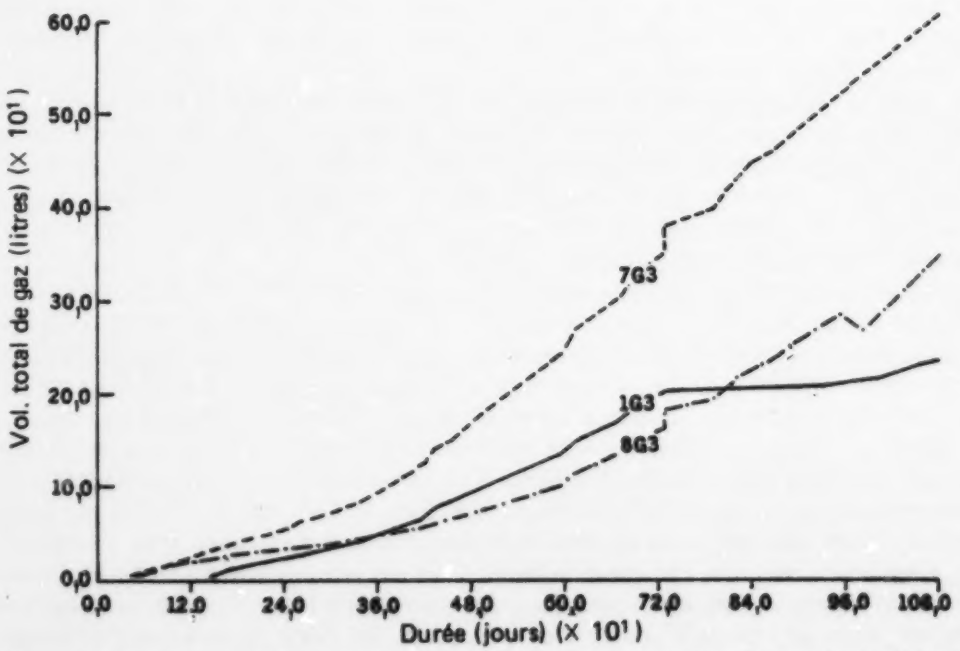

Figure 21 Débit cumulé de gaz (litres) en fonction du temps (jours) dans les lysimètres nos 1, 7, 8

Tableau 7 Données sur la production de gaz

Lysimètre	Valeur maximale théorique (l)	Valeur maximale empirique (l)	% des valeurs maximales théoriques produites	% des valeurs maximales empiriques produites	Nombre d'années nécessaires pour atteindre les valeurs maximales empiriques*
1	6487	1005	3,7	24	25 (10,5)**
7	6558	1076	9,1	56	1,8
8	6487	1005	5,4	35	3,4

* Nombre d'années nécessaires pour atteindre la valeur empirique calculée par extrapolation de la courbe du débit de gaz cumulé en fonction de la durée.

** La valeur entre parenthèses a été calculée à l'aide du débit de gaz de la dernière période de données.

calculs théoriques et empiriques sur la production de gaz. Les valeurs maximales théoriques ont été calculées à l'aide des données de Cameron (1978a), soit 412 l de gaz par kg de résidus secs et 0,5 l/g d'acides volatils dans les MFS. Les valeurs maximales empiriques ont été calculées à l'aide des valeurs de Rovers et coll., 1977, soit 60 l de gaz produit/kg de résidus secs.

La production totale de gaz mesurée n'a pas atteint les valeurs maximales théoriques calculées, mais elle était près des valeurs maximales empiriques. Par exemple, dans les lysimètres nos 7 et 8, en supposant que la production continue au même rythme qu'au cours de la période antérieure, l'on atteindrait les valeurs maximales empiriques d'ici deux ans (lysimètre no 7) et quatre ans (lysimètre no 8).

Il n'est pas étonnant que la production n'ait pas atteint les valeurs prévues, surtout en raison des conditions non optimales prévalant au cours des expériences sur la production de gaz. Par exemple, les valeurs de pH du système étaient considérablement inférieures aux valeurs optimales, les conditions à l'intérieur des lysimètres n'étaient pas entièrement anaérobies et les résidus n'étaient pas à l'état d'émulsion en fines particules comme cela avait été le cas au cours de la détermination des valeurs maximales empiriques.

L'information tirée des données obtenues au cours des expériences sur la composition et la production de gaz étayent les études antérieures en ce qui concerne les changements d'activité biologique dans les lysimètres. Selon les analyses antérieures, les modifications du pH du percolat pouvaient être entraînées par une diminution de l'activité biologique. Les données sur les acides volatils ont confirmé cela. Il en est de même en ce qui concerne les données sur le débit de gaz, étant donné que les deux lysimètres dont le pH du percolat était constant et dont les teneurs en acides volatils étaient élevées avaient des débits de gaz constants ou à augmentation lente, ainsi qu'une composition relativement uniforme de gaz. Dans le lysimètre no 1 où le pH du percolat a subi une hausse marquée et où les teneurs en acides volatils du percolat étaient faibles, le débit de gaz a également subi une réduction notable. Tous ces phénomènes sont conformes à l'observation selon laquelle la population biologique des lysimètres à faible charge de MFS était devenue limitée, en raison sans doute d'une carence de substrat. En ayant recours aux données sur le pH et les acides volatils, on peut appliquer cette théorie aux lysimètres pour lesquels aucune donnée sur les gaz n'a été obtenue.

Il existe une seconde explication ; elle pourrait même être complémentaire de la première. Presque au même moment où s'est produite la réduction du débit de gaz dans le lysimètre nº 1, des teneurs en O_2 et en N_2 ont été mesurées uniquement dans les échantillons de gaz de ce lysimètre (figures 22 et 23). L'apparition soudaine de O_2 et de N_2 dans le gaz du lysimètre dont les conditions avaient été entièrement anaérobies au cours de l'année antérieure, ainsi que le fait que le rapport $N_2 : O_2$ était à peu près équivalant à celui de l'air de l'atmosphère, suggère clairement que le lysimètre avait une fuite qui s'exerçait dans les deux sens. Bien qu'aucune fuite réelle n'ait pu être décelée, on ne peut conclure à son inexistence, compte tenu des faibles différences de pression et des débits intermittents. La présence d'oxygène réduit inévitablement l'activité anaérobie et serait sans doute à l'origine de la réduction de la production de gaz, de la teneur du gaz en méthane et de la production d'acides volatils et, par conséquent, de l'augmentation du pH (figure 24).

Comme il semblait y avoir une augmentation des débits de gaz dans le lysimètre nº 1 à la suite d'une baisse marquée vers le 700e jour, une population aérobie était sans doute en train de se former à la surface des résidus, ce qui empêchait l'oxygène d'atteindre les anaérobies plus en profondeur. Cette théorie ne tient pas compte des données relatives au pH et aux acides volatils relevées dans les lysimètres où le gaz n'a pas été mesuré et elle doit être considérée comme un complément de l'explication antérieure, et non comme une théorie différente. Les lysimètres comportaient des couvercles qui étaient enlevés sur une base quotidienne en vue d'ajouter de l'eau, ce qui assurait une exposition constante à l'oxygène. Les lysimètres comportaient sans doute une zone aérobie de surface, ce qui protégeait les zones anaérobies plus profondes.

Indépendamment des causes de la réduction de la production de gaz et de l'augmentation du pH dans le lysimètre nº 1, la composition du gaz a été changée. Parallèlement à l'augmentation du pH jusqu'à des valeurs optimales en ce qui concerne la production de méthane, il y a eu augmentation de la fraction de méthane du gaz jusqu'au moment où les teneurs en oxygène sont devenues trop fortes (figure 24). Par conséquent, la fraction de dioxyde de carbone du gaz a également diminué en fonction de l'augmentation du méthane (figure 25). Ce phénomène était peut-être dû à un changement du substrat utilisé par les agents méthaniques, c'est-à-dire qu'ils seraient passés au dioxyde de carbone à mesure que la teneur en acides volatils devenait un facteur limitatif.

En vue de préciser les débits de production de méthane au cours de ces expériences, des données cumulatives normalisées en fonction de la masse des résidus sont présentées au tableau 8 en vue de faciliter la comparaison entre les lysimètres. Sur le plan de leur importance relative, ces données sont comparables à celles de la production totale de gaz présentées antérieurement.

Tableau 8 Données sur la production de méthane

Nº du lysimètre	Production de méthane (résidus secs en l/kg)
1	130
7	340
8	180

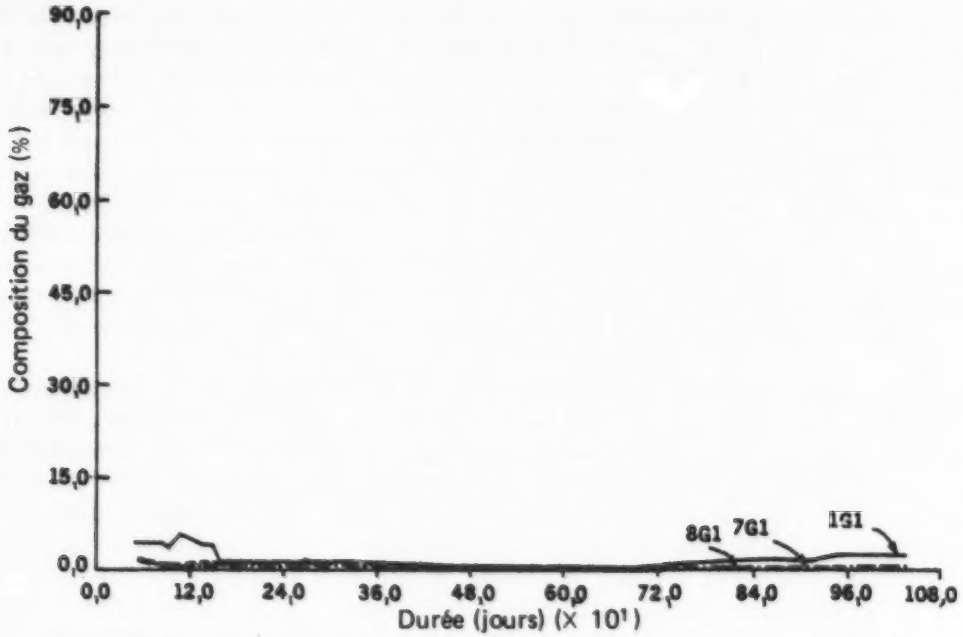

Figure 22 Composition du gaz en fonction du temps (jours) ; pourcentage de O_2 dans les lysimètres n^{os} 1, 7, 8

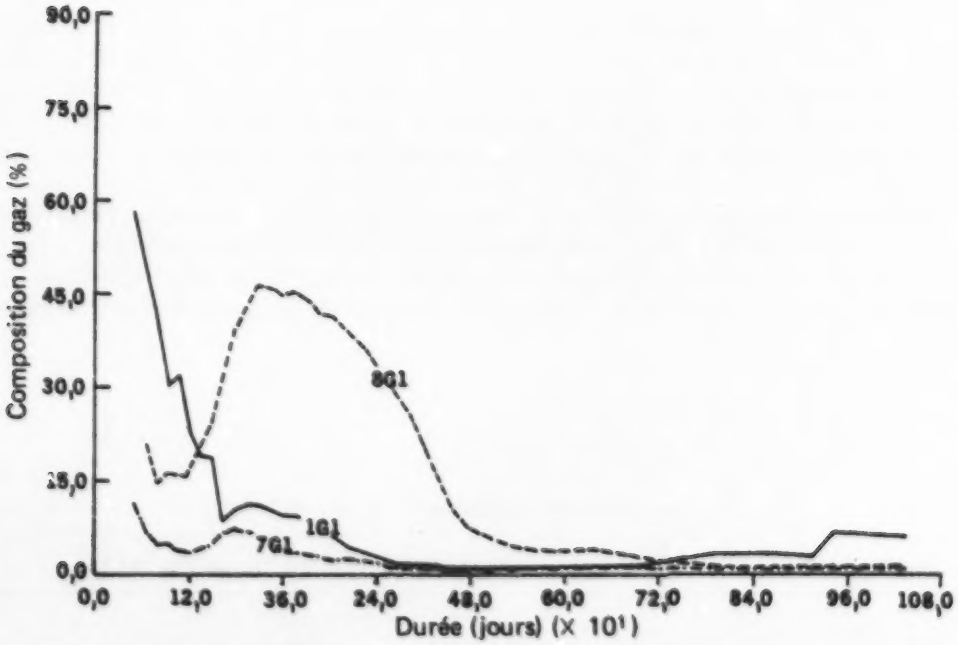

Figure 23 Composition du gaz en fonction du temps (jours) ; pourcentage de N_2 dans les lysimètres n^{os} 1, 7, 8

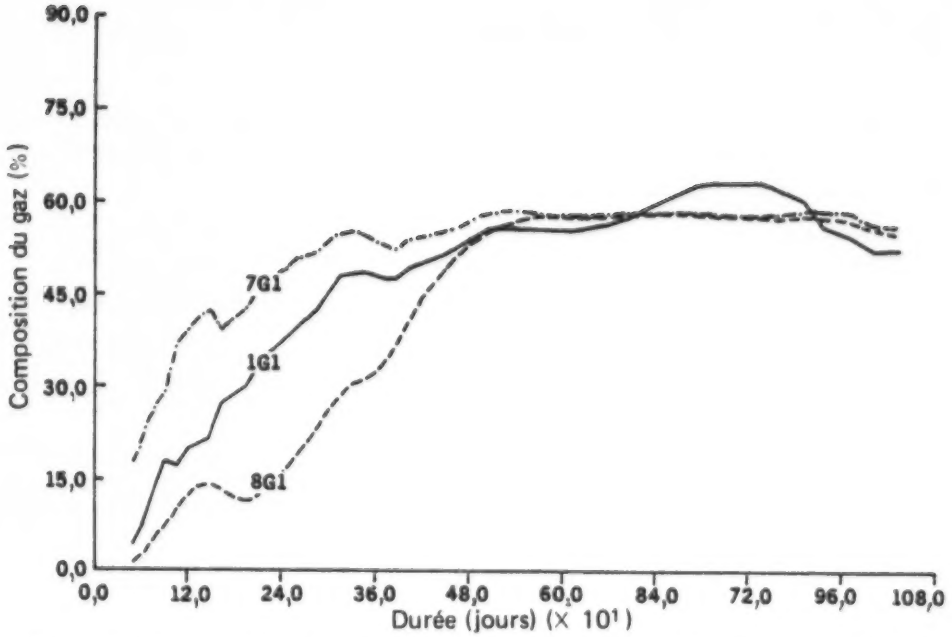

Figure 24 Composition du gaz en fonction du temps (jours) ; pourcentage de CH_4 dans les lysimètres n^{os} 1, 7, 8

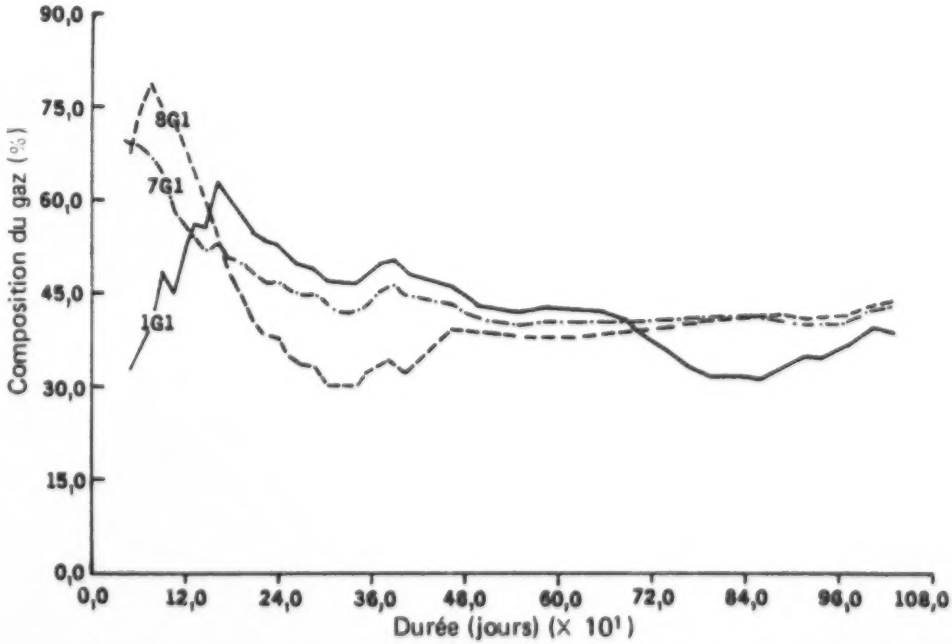

Figure 25 Composition du gaz en fonction du temps (jours) ; pourcentage de CO_2 dans les lysimètres n^{os} 1, 7, 8

BIBLIOGRAPHIE

Cameron, R.E. et coll., Study of the Effects of Adding Septic Tank Pumpings to Municipal Refuse, vol. I: Rapport principal, vol. II: Appendices, Department of Civil Engineering, Environmental Engineering Group, University of British Columbia (juin 1978a).

Cameron, R.D. et coll., Toxicité des eaux de lessivage des décharges contrôlées, rapport SPE 4-EC-82-7F, Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, 1982.

Hayes, T.D. et T.L. Theis, "The Distribution of Heavy Metals in Anaerobic Digestion", dans JWPCF, 50, pp. 61-72, janvier 1978.

Rovers, F.A., J.J. Tremblay et H. Mooij, Méthodes de contrôle et de limitation de la migration des gaz dans les décharges, rapport SPE 4-EC-77-4F, Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, 1979.